

THÈSE

présentée par

Bertrand de Bruyn

pour obtenir le titre de

docteur de l'université **Joseph Fourier - Grenoble 1**

Spécialité : Géophysique, Géochimie et Géomécanique

ÉTUDE DE LA VULNÉRABILITÉ DES EAUX AUX PRODUITS PHYTOSANITAIRES : INDICATEUR ENVIRONNEMENTAL ET MODÈLE MÉCANISTE, EN VUE D'UNE MEILLEURE GESTION DU BASSIN VERSANT DE LA LEYSSE (SAVOIE)

Soutenue publiquement le 30 janvier 2004 devant le jury composé de :

Président :

M. Laurent Charlet

Professeur à l'Université J. Fourier — Grenoble I

Rapporteurs :

M. Philippe Ackerer

Directeur de Recherche au CNRS (IMFS — Strasbourg)

M. André Mermoud

Professeur à l'école Polytechnique de Lausanne (Suisse)

Examineur :

M. Roger Moussa

Chargé de recherche INRA-LISAH — Montpellier

Directeur de thèse :

M. Michel Vauclin

Directeur de Recherche au CNRS (UMR 5564 — Grenoble)

Co-directeur de thèse :

Mme Catherine Freissinet

Directrice de projets à SOGREAH — LHF

Thèse préparée au sein du
Laboratoire d'étude des **T**ransferts en **H**ydrologie et **E**nvironnement
(LTHE, UMR 5564, CNRS, INPG, UJF, IRD)
et de SOGREAH — Grenoble

Résumé

ÉTUDE DE LA VULNÉRABILITÉ DES EAUX AUX PRODUITS PHYTOSANITAIRES : INDICATEUR ENVIRONNEMENTAL ET MODÈLE MÉCANISTE, EN VUE D'UNE MEILLEURE GESTION DU BASSIN VERSANT DE LA LEYSSE (SAVOIE)

Auteur : **Bertrand de BRUYN**

Le bassin versant de la Leysse (300 km²) - Savoie - a fait l'objet d'une modélisation mécaniste distribuée, fondée sur le logiciel MIKE SHE qui a permis de reproduire l'hydrologie du bassin par simulation des karsts, des nappes et des terrains à fort ruissellement.

Un modèle de transport de substance chimique, fils du modèle hydrologique, a permis de simuler des scénarii de pollutions plausibles : ponctuelles causées par des déversements accidentels ou diffuses par les produits phytosanitaires. Il montre le rôle prépondérant des eaux de surface pour le transfert des pollutions.

Un indicateur environnemental de vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires, VESPP, de formulation simple et aux paramètres aisés à recueillir, a été évalué spatialement sur le bassin.

Ses résultats sont en bon accord avec ceux du modèle. Ainsi validé, l'indicateur et sa méthode d'analyse des imprécisions, fondée sur la logique floue, peuvent être utilisés par des gestionnaires. Sa mise en place opérationnelle dans un logiciel d'aide à la décision a été réalisée par l'ajout de fonctionnalités au S.I.G. MapInfo.

Mots clefs :

Modèle hydrologique MIKE SHE ; Indicateur environnemental VESPP ; Qualité des eaux ; Vulnérabilité ; Imprécision ; Outil d'aide à la décision ; Leysse.

Abstract

STUDY OF WATER VULNERABILITY TO PHYTOSANITARY PRODUCTS: ENVIRONMENTAL INDICATOR AND MECHANISTIC MODEL, WITH A VIEW TO IMPROVING THE MANAGEMENT OF THE LEYSSE CATCHMENT AREA (SAVOIE, FRANCE)

Author : **Bertrand de BRUYN**

A distributed mechanistic model of the Leysse catchment area was built using the MIKE SHE software, with the aim at reproducing its hydrology by simulating the karstic formations, aquifers and areas with severe runoff.

A model of chemical transport was used to simulate potential pollution by accidental spilling or spreading of phytosanitary products. It showed the preponderant role of surface water in transferring pollution.

An environmental indicator of surface water vulnerability to phytosanitary products, VESPP, was spatially evaluated over the catchment area. This indicator has a simple formula and the corresponding parameters are easy to gather.

The results are in good agreement with those of the model. Thus validated, the indicator and its method of fuzzy analysis of imprecisions can be used by managers. It was implemented in a decision-making software based on the MapInfo GIS.

Key words :

MIKE SHE hydrological model; VESPP Environmental indicator; Water quality; Vulnerability; Imprecision; Decision-aid software; Leysse.

À Vanessya,...

Remerciements

*À l'heure de conclure ce travail de thèse, il ne me fait aucun doute qu'il a une dimension collective qu'il convient de souligner. Tout d'abord je tiens à remercier les partenaires qui ont investi dans ce projet : le **LTHE** dirigé par M. Vaucelin puis par J.D. Creutin ; **Sogreah**, qui au travers de sa Branche Conseil que dirige Mr. J. M. Usseglio et sa division LHF placée sous la responsabilité de Mr. P. Sauvaget a été un partenaire essentiel de ce projet et enfin le **Conseil Régional Rhône-Alpes**, présidé par Mme Anne-Marie Comparini qui a permis de subvenir à une part essentielle de cette action de recherche.*

Mes remerciements vont à Mrs P.Ackerer et A. Mermoud, pour avoir accepté de rapporter sur le mémoire, ainsi qu'à Mrs L. Charlet et R. Moussa qui en ont été les examinateurs.

*Merci également à ceux que j'ai pu croiser au cours de ce périple, notamment au cours du projet **EUROLAKES**, et qui furent nos partenaires et parmi eux Marcin, Sylvie, Bernd, Dieter, Eckard, Dominique et tous les incontournables des « meetings **EUROLAKES** ».*

*Ma gratitude va également à nos partenaires locaux et tout particulièrement à Mr. Jalinoux du **CISALB**, qui a été un interlocuteur privilégié tout au long de ce travail.*

*Merci à toute l'équipe du **LHF**.*

Catherine Freissinet a rendu possible cette thèse et elle en a accepté la co - direction.

Merci encore à tous ceux qui furent pendant ces trois ans (selon certains je faisais partie des meubles ...) mes collègues : Laure, Chantal, Martine, Arielle, Sonia, Amandine, Marie-Laure, Florence, Catherine, Géraldine, Agnès, Emmanuelle, Céline, Régis, Yvon, Pierre, Claude, Mareck, Eric, Christophe, Philippe, Olivier, René...

Une mention particulière cependant pour ceux qui ont partagé le bureau que j'occupai, les derniers, Yvon et Olivier ayant été les mieux servis je crois... !

Merci aux personnes des divisions environnantes de Sogreah, Marc en particulier qui a toujours été disponible, mais également à tous ceux qui font vivre le second étage : Sabine, Noëlle, Sébastien...

Je transmets ici également toute mon énergie à Audrey : bonne chance et surtout bon courage pour la dernière ligne droite.

Merci à Michel Vaucelin, qui fut au cours de ce parcours mon plus précieux recours à tous les moments et qui a accepté de diriger ce travail de thèse. Avec lui c'est également à

*tout le **LTHE** que j'adresse des remerciements et plus particulièrement à Sylviane Fabry, Odette Nave, Jean-Paul Gaudet, Philippe Bois et Charles Obled.*

Je ne saurais oublier tous ceux, parents ou amis, qui m'ont encouragé tout au long de ces trois années, merci en particulier à mon oncle Etienne, chez qui j'ai « squatté » pendant tout ce temps.

Merci enfin à ma correctrice et re-liseuse préférée...

Avant-propos

Cette thèse est le résultat d'une collaboration étroite de travail entre le Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (**LTHE** — UMR 5564) et la société **Sogreah**. L'alliance entre un pôle de recherche en hydrologie important et un industriel spécialisé dans l'aménagement et l'environnement a permis de mettre au point une méthodologie de résolution de problèmes de terrain pré-opérationnelle par des procédés innovants. Cependant cette alliance efficiente de recherche et d'application n'aurait pas pu voir le jour sans l'appui financier de la **région Rhône-Alpes**.

Le travail de recherche appuyé par le LTHE a, pendant toute sa durée, été intégré au projet EUROLAKES — EKV1-CT1999-0004 partiellement financé par l'Union Européenne (cf. annexe **A**, p. **173**). Sogreah, point d'entrée dans ce projet, m'a permis d'établir des échanges stimulants et fructueux avec les partenaires associés à ce projet. En outre, Sogreah a mis son savoir faire industriel et ses outils (modèles mathématiques et S.I.G. entre autre) au service de ce travail. Ce dernier a été effectué en partenariat avec les acteurs locaux du bassin d'étude (le CISALB et le Service des Eaux de Chambéry notamment) s'attachant à servir au mieux les politiques locales.

Dans cet environnement, la région Rhône-Alpes a constitué, en soutenant cette collaboration, le maillon essentiel entre une problématique locale et un contexte européen.

Table des matières

Remerciements	vii
Avant-propos	ix
Table des acronymes	1
Nomenclature	3
Introduction	5
I Le bassin versant de la Leysse	7
I.1 Description générale du bassin versant	7
I.1.1 Localisation et taille du sous-bassin versant de la Leysse	9
I.1.2 Le climat	11
I.2 Les eaux de surface	11
I.3 Les eaux souterraines	12
I.3.1 Un bassin à fort caractère karstique	12
I.3.2 La zone aquifère non karstique	16
I.3.2.1 Situation de la zone aquifère du bassin versant de la Leysse	16
I.3.2.2 Formation de l’aquifère	16
I.3.2.3 Caractéristiques de l’aquifère	18
I.3.3 Les échanges entre eaux de surface et eaux souterraines	19
I.3.3.1 Transferts d’eau de la rivière vers la nappe	19
I.3.3.2 Transferts d’eau de la nappe vers la rivière	19
I.4 Occupation, usage du bassin versant de la Leysse et pressions associées . . .	20
I.4.1 Amont du bassin, occupations et pressions associées	20
I.4.2 Aval du bassin	22
I.4.2.1 Agriculture	22
I.4.2.2 Urbanisation et industrie	23
I.5 Principaux usages de la ressource en eau	25
I.6 Collecte et analyse des données	26

I.6.1	Les chroniques connues du bassin versant de la Leysse	26
I.6.1.1	La pluviométrie	26
I.6.1.2	La limnimétrie	27
I.6.1.3	La piézométrie	28
I.6.2	Les autres données à pas de temps régulier	31
I.6.2.1	La température	31
I.6.2.2	L'évapotranspiration potentielle	31
I.6.3	Inventaire des autres données physiques du bassin versant de la Leysse	34
I.6.3.1	La topographie	34
I.6.3.2	L'occupation du sol	34
I.6.3.3	La pédologie	34
I.6.3.4	La géologie et l'hydrogéologie	34
I.6.4	Conclusion	34
I.7	Conclusion du chapitre	35
II	Modélisation hydrodynamique du bassin versant de la Leysse	37
II.1	Objectifs du modèle	37
II.1.1	Les modèles mathématiques en hydrologie	37
II.1.2	Les objectifs du modèle du bassin versant de la Leysse	38
II.1.3	Choix de l'outil de modélisation	39
II.2	Le logiciel MIKE SHE	40
II.2.1	Description du logiciel	40
II.2.2	Le cycle hydrologique dans le logiciel MIKE SHE	40
II.2.3	Limites du logiciel	42
II.3	Caractéristiques d'ensemble du modèle hydrodynamique du bassin versant de la Leysse	43
II.3.1	La durée des simulations, le pas de temps de calcul	43
II.3.2	Le maillage	44
II.3.3	La topographie	44
II.3.4	La température	44
II.3.5	Les conditions aux limites	46
II.3.6	Les conditions initiales	46
II.3.7	Les principaux sous-ensembles hydrologiques identifiables	46
II.4	Les terrains karstiques	46
II.4.1	Principe de la modélisation	46
II.4.2	Structure du modèle des karsts	48
II.4.3	Résultats	50
II.4.4	Sensibilité du modèle des karsts aux paramètres du « bypass »	52
II.4.5	Conclusions, pertinence du modèle des karsts	54
II.5	Zones à écoulement de surface ou de sub-surface prépondérant	54

II.5.1	Zones concernées	55
II.5.2	Principes et hypothèses de modélisation	55
II.5.3	Résultats de la modélisation	56
II.5.4	Sensibilité à la conductivité hydraulique	58
II.5.5	Conclusion de la modélisation des terrains à écoulements de surface ou de sub-surface prépondérants	58
II.6	Zones aquifères	58
II.6.1	Principe de la modélisation	61
II.6.1.1	La nappe à surface libre	61
II.6.1.2	La nappe confinée	62
II.6.2	Résultats du modèle	63
II.6.2.1	La nappe à surface libre	63
II.6.2.2	La nappe à surface libre : sensibilité à l'imperméabilisation des terrains	63
II.6.2.3	La nappe confinée et le ruisseau du Belle-Eau	65
II.6.3	Conclusion	68
II.7	Modélisation de l'ensemble du bassin versant de la Leyse	68
II.7.1	Résultats obtenus à l'exutoire	70
II.7.2	Sensibilité du modèle au pas de temps d'observation de la pluie	70
II.7.3	Sources d'imprécision du modèle	72
II.8	Conclusion du chapitre	74
III	Modèle de transport de substances	75
III.1	Problématique générale	75
III.1.1	Les incertitudes liées aux produits phytosanitaires	75
III.1.2	Les usagers des produits phytosanitaires	77
III.2	Méthodologie	77
III.3	L'atrazine	78
III.3.1	Description du scénario simulé	79
III.3.2	Paramètres de la simulation	79
III.3.3	La nappe à surface libre	81
III.3.3.1	Phase d'initialisation (1989 — 1999)	81
III.3.3.2	Phase de simulation (1999 — 2009)	84
III.3.4	La nappe confinée	85
III.3.4.1	Phase d'initialisation (1989 — 1999)	85
III.3.4.2	Phase de simulation (1999 — 2009)	85
III.3.5	Conclusion	87
III.4	L'oxadiazon	87
III.4.1	Description des scénarios simulés	88

III.4.2	Paramètres de la simulation	88
III.4.3	Simulation des apports globaux (agricoles et non agricoles)	90
III.4.3.1	État du bassin à la fin de l'initialisation	90
III.4.3.2	La surface du bassin	90
III.4.3.3	Les cours d'eau	92
III.4.3.4	État du bassin à la fin de la simulation	93
III.4.4	Influence de la provenance de l'oxadiazon	95
III.4.4.1	La surface du bassin	95
III.4.4.2	Les cours d'eau	95
III.4.5	Conclusion	98
III.5	Le diuron	99
III.5.1	Description des scénarios simulés	99
III.5.2	Paramètres de la simulation	99
III.5.3	Simulation de l'ensemble des apports (agricole et non agricole)	100
III.5.3.1	État du bassin à la fin de l'initialisation	100
III.5.3.2	La surface du bassin	100
III.5.3.3	Évolution de la concentration dans la Leysse	101
III.5.4	Apports de la zone agricole et de la zone non agricole	101
III.5.5	Conclusion	102
III.6	Les accidents de transport	102
III.6.1	Description des scénarios simulés	102
III.6.2	Paramètres des produits	103
III.6.3	Déversement d'une substance sur le plateau du Mont Revard	103
III.6.3.1	Les eaux de surface	103
III.6.3.2	Les eaux souterraines	105
III.6.3.3	Conclusion	105
III.6.4	Déversement accidentel à proximité du lieu dit « Buisson Rond » à l'amont de Chambéry	105
III.6.5	Déversement accidentel au « tunnel des Monts »	107
III.7	Pollutions industrielles	108
III.7.1	Description des scénarios simulés	108
III.7.1.1	Déversement accidentel dans la zone de Bissy, lors d'un étiage	108
III.7.1.2	Déversement accidentel dans la zone de Bissy lors d'une crue	109
III.8	Conclusion du chapitre	110
IV	Les indicateurs environnementaux	123
IV.1	Fondement des indicateurs	123
IV.1.1	Guide d'élaboration des indicateurs environnementaux	124
IV.1.2	Indicateurs d'impact environnemental de produits phytosanitaires	125

IV.2	Indicateur de V ulnérabilité des E aux de S urface aux P roduits P hytosanitaires	126
IV.2.1	Paramètres de l'indicateur VESPP	127
IV.2.2	Formulation de VESPP	128
IV.3	Vulnérabilité, aléa, risque	130
IV.3.1	Aléa, exposition, pression	130
IV.3.2	Vulnérabilité	130
IV.3.3	Risque	131
IV.4	Comparaison des résultats de l'indicateur VESPP et des résultats du modèle MIKE SHE AD-M	131
IV.4.1	Hypothèses communes utilisées pour la comparaison	132
IV.4.2	Estimation du risque avec le modèle MIKE SHE AD-M	133
IV.4.3	Estimation du risque à l'aide de VESPP	136
IV.4.4	Résultats	138
IV.4.5	Comparaison des résultats	138
IV.4.5.1	Test de corrélation de rang de Spearman	140
IV.4.5.2	Test de corrélation de rang τ de Kendal	141
IV.4.6	Conclusion	141
IV.5	Prise en compte de l'imprécision des paramètres d'entrée dans VESPP	142
IV.5.1	Les paramètres imprécis de l'indicateur VESPP	143
IV.5.2	Application de l'arithmétique floue pour évaluer les imprécisions de VESPP	143
IV.5.3	Application de la méthode de Monte-Carlo pour évaluer les imprécisions de VESPP	145
IV.5.4	Comparaison des deux méthodes	145
IV.5.5	Conclusion	149
IV.6	VESPP : un outil d'aide à la gestion du bassin versant	149
IV.6.1	Potentialité de l'outil	149
IV.6.2	Illustration d'une utilisation de VESPP : évolution des pratiques anti-érosion et anti-ruissellement	150
IV.7	Conclusion du chapitre	150
	Conclusion générale	153
	Liste des figures	160
	Liste des tableaux	162
	Bibliographie	171
A	EUROLAKES	173
A.1	Introduction	173

A.2	Scientific Objectives	174
A.3	The Eurolakes Consortium	175
B	Description des terrains karstiques	177
B.1	Description générale : paysages karstiques	177
B.2	Description hydrogéologique des karsts	177
B.2.1	Description de l'aquifère karstique	179
B.2.2	Spécificité de la réponse hydrologique des milieux karstiques, fonctionnement	180
B.2.3	Quelques éléments d'investigation des aquifères karstiques	181
C	Description des modules utilisés du logiciel MIKE SHE	183
C.1	MIKE SHE WM	183
C.1.1	Module de fonte des neiges	183
C.1.2	Module d'évapotranspiration et d'interception par le feuillage	184
C.1.3	Module d'écoulement dans la zone non saturée	184
C.1.4	Module de la zone saturée	185
C.1.5	Module d'écoulement de surface	185
C.1.5.1	Ruissellement sur le bassin	185
C.1.5.2	Écoulement en rivière	186
C.1.6	Transfert entre les modules	186
C.2	Transport et dispersion : MIKE SHE AD	186
C.2.1	La zone saturée	186
C.2.2	La zone non saturée	188
C.2.3	Le ruissellement sur le bassin	188
C.2.4	L'écoulement en rivière	188
C.3	Dégradation et adsorption	189
D	La contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires	191
D.1	Le comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement	192
D.2	Le transfert des produits phytosanitaires par ruissellement	193
D.2.1	La genèse du ruissellement	193
D.2.2	Les pertes de produits phytosanitaires par ruissellement	194
D.2.3	L'érosion engendrée par les précipitations et le ruissellement	194
D.2.3.1	L'action des précipitations	195
D.2.3.2	L'influence de la nature du sol	195
D.2.3.3	L'influence de la topographie et du couvert végétal	195
D.2.3.4	L'action du ruissellement	196
D.2.3.5	Résumé des facteurs intervenant dans l'érosion d'un sol	197
D.2.4	Le transport des produits phytosanitaires	197

D.2.5	Le bilan des quantités de produits phytosanitaires transférés	198
E	Les paramètres utiles au calcul de VESPP	201
E.1	Paramètres des produits	201
E.2	Paramètres caractéristiques des précipitations	201
E.2.1	Les jours de pluies : n et $\mathbf{n_p}$	202
E.2.2	Les quantités de pluies : $\mathbf{P_u}$ et $\mathbf{P_t}$	202
E.3	Paramètres géométriques et hydrologiques	202
E.3.1	La longueur de la pente L	202
E.3.2	La pente du terrain p	202
E.3.3	La longueur de drainage L_d	203
E.3.4	La couverture végétale	203
E.3.5	Pratiques anti-érosives et anti-ruissellements	204
F	Utilisation de l'arithmétique floue pour estimer les imprécisions de l'indicateur	205
F.1	Utilisation des nombres flous pour évaluer l'indicateur	205
F.1.1	Construction des nombres flous	205
F.1.1.1	La fonction triangle isocèle	206
F.1.1.2	Fonction en cloche	207
F.1.1.3	La fonction trapèze	207
F.1.2	Méthodologie du calcul	209
F.1.2.1	Le calcul de façon classique	209
F.1.2.2	Une autre méthode	210
F.2	Étude de quelques outils d'analyse	211
F.2.1	Les valeurs moyennes	211
F.2.1.1	Le mode	212
F.2.1.2	La médiane, la moyenne floue ou le centre de gravité	212
F.2.2	Le choix d'un intervalle	212
F.2.2.1	Les coupes de niveau α	213
F.2.2.2	Les divergences gauche et droite	215
F.2.2.3	Intervalle de confiance moyen : MIC	215
G	Les paramètres influants sur VESPP et leurs imprécisions	217
G.1	Sensibilité de VESPP à ses paramètres	217
G.1.1	Domaine de variation des paramètres les plus sensibles, imprécisions	218
G.1.1.1	Les fourchettes de variations	218
G.1.2	Sensibilité de l'indice VESPP aux imprécisions, paramètres influant	219
G.2	Paramètres influents, paramètres flous	220
G.2.1	Paramètres connus mais variables	220

G.2.2	Les paramètres méconnus	221
H	Description des tests statistiques utilisés	223
H.1	Test de corrélation de rang de Spearman	223
H.2	Test de corrélation de rang τ de Kendall	224
I	Quelques résultats de comparaisons	225
J	Présentation de l'interface de VESPP	229

Table des acronymes

AF	A ttenuation F actor
BRGM	B ureau des R echerches G éologiques et M inières
CISALB	C omité I ntersyndical d'Assainissement du L ac du B ourget
DDAF	D irection D épartementale de l' A griculture et de la F orêt
DHI	D anish H ydrologic I nstitute
DIREN	D irection R égionale de l' E Nvironnement)
DRASTIC	D epth to the water table, net R echarge, A quifer media, Soil media, T opography, I mpact of the vadose zone, hydraulic Conductivity
FREDEC	F édération R égionale de D éfense contre les E nnemi des C ultures
GOD	G roundwater occurence, O verall aquifer class, D istance to aquifer
GUS	G roundwater U biquity S core
IFEN	I nstitut F rançais de l' E Nvironnement
IGN	I nstitut G éographique N ational
INSEE	I nstitut N ationale de la S tatistique et des É tudes É conomiques
LEACHM	L eaching E stimating A nd C hemistry M odel
LPI	L eaching P esticide I ndex
LTHE	L aboratoire d'étude des T ransferts en H ydrologie et E nvironnement
OCDE	O rganisation de C oopération et de D éveloppement É conomiques
RF	R etardation F actor
SICEC	S yndicat I ntercommunal des C ours d' E au C hambériens
SIG	S ystème d' I nformation G éographique
SHE	S ystème H ydrologique E uropéen
UNESCO	O rganisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture
VESPP	V ulnérabilité des E aux de S urface aux P roduits P hytosanitaires

Nomenclature

C	: Indice de couvert végétal	$adim.$
$CL50$: Concentration létale 50	$g \cdot l^{-1}$
f_{oc}	: Fraction en carbone organique	$adim.$
K_d	: Coefficient d'adsorption du produit sur le sol	$ml \cdot g^{-1}$
K_h	: Conductivité hydraulique horizontale	$m \cdot s^{-1}$
K_{oc}	: Coefficient d'adsorption relatif en carbone organique	$ml \cdot g^{-1}$
K_v	: Conductivité hydraulique verticale	$m \cdot s^{-1}$
L	: Longueur moyenne de la pente	m
L_d	: Longueur de drainage	m
M	: Indice de couverture du sol	m
n	: Nombre d'individus dans un échantillon	$adim.$
p	: Pente moyenne	$\%$
PAE	: Pratique anti-érosion	$adim.$
PAR	: Pratique anti-ruissellement	$adim.$
P_t	: Hauteur totale de pluie pendant une année	mm
P_u	: Hauteur totale de pluie provoquant le ruissellement pendant une année	mm
r_s	: Coefficient de corrélation sur les rangs de Spearman	$adim.$
S	: Solubilité	$mg \cdot l^{-1}$
$T_{\frac{1}{2}}$: Temps de demi-vie	$jour$
τ	: Coefficient de corrélation sur les rangs de Kendall	$adim.$

Introduction

À l'instar des fertilisants, l'industrie fabrique d'abondantes quantités de produits xénobiotiques qui trouvent de nombreuses applications, majoritairement agricoles (lutte contre les adventices, lutte contre les insectes, etc.), mais aussi non agricoles (viabilisation des voiries, entretien des voies ferrées, usage par les particuliers, etc.). Leur utilisation est généralisée et conduit à une détérioration des milieux.

Ces substances indésirables s'accumulent au sein de la ressource en eau. La contamination est devenue préoccupante au point qu'elle fait l'objet d'une attention particulière de la part des pouvoirs décisionnels, d'une part, mais également du monde de la recherche d'autre part. Les eaux souterraines sont touchées et leur situation est devenue préoccupante. Les eaux de surface subissent également des contaminations par ces produits, mais, jusqu'à présent, elles n'ont pas suscité un intérêt aussi marqué de la part du monde scientifique. C'est principalement aux eaux de surface que nous nous sommes intéressés.

La maîtrise de la contamination des eaux par les produits xénobiotiques est rendue difficile par un mode d'application généralement diffus sur le territoire. Pour appréhender cette problématique, les gestionnaires ont besoin d'outils fiables et distribués. Les indicateurs environnementaux sont une réponse à une telle demande.

Ce type de contamination est d'autant plus problématique lorsqu'elle affecte un milieu peu commun. C'est le cas du lac du Bourget (Savoie), le lac profond le plus étendu et entièrement situé sur le territoire français. Il a été, entre autre, le site d'étude du projet européen EUROLAKES (EKV1-CT1999-0004) d'étude des grands lacs profonds européens et de leurs bassins versants. Nos travaux se sont inscrits dans la dynamique de ce projet et ont également été réalisés en collaboration avec les acteurs locaux de l'eau.

Le bassin versant de la Leysse, le plus étendu des bassins alimentant le lac du Bourget, a ainsi constitué notre site d'étude. Dans ce contexte, les transports d'eau et de contaminant ont été modélisés à l'aide d'un outil mécaniste distribué (MIKE SHE). La modélisation a servi de base à l'analyse des transferts au sein du bassin.

La connaissance des transferts des contaminants nous a permis d'évaluer un outil de conception plus simple, un indicateur qui permet d'estimer la vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires sur un bassin. Les résultats de cet outil destiné à un usage direct par les gestionnaires ont été confrontés aux résultats du modèle.

Ce rapport comporte ainsi les quatre chapitres suivants :

- le **chapitre I** brosse un aperçu d'étude. Il s'attache à décrire les caractéristiques du bassin versant de la Leysse soulignant les traits singuliers qui le forment (zones karstiques, zones aquifères, occupation, etc.).
- le **chapitre II** aborde la mise en œuvre du modèle hydrodynamique du bassin versant. Conçu en fonction de ses particularités hydrologiques, il constitue la base d'un modèle de transport de substance sur le bassin.
- au cours du **chapitre III**, le transport de substance est modélisé sur la base de scénarios réalistes de pollutions sur le bassin. Ces derniers permettent d'aborder des problématiques soulevées par les circonstances, pollutions diffuses d'origine agricole et non agricoles ou pollutions accidentelles.
- le **chapitre IV** présente un indicateur de vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires. Les résultats sont confrontés à ceux fournis par le modèle mis en œuvre au chapitre précédent. L'évaluation des imprécisions de l'indicateur est obtenue à l'aide d'une méthode fondée sur l'arithmétique floue, les résultats qu'elle fournit sont également vérifiés.

Chapitre I

Le bassin versant de la Leysse

Ce chapitre a pour objectif de présenter le site d'application de notre étude : le bassin versant de la Leysse. Il attire l'attention du lecteur sur les risques de pollution et les conflits susceptibles d'opposer les usagers et les gestionnaires. Enfin, il présente la plupart des données disponibles pour sa modélisation hydrodynamique.

I.1 Description générale du bassin versant

Le bassin versant de la Leysse fait partie d'un ensemble hydrographique plus vaste, constitué du lac du Bourget et de son bassin versant.

Le lac du Bourget (Savoie) est situé entre le Jura Savoyard à l'ouest, le massif des Bauges à l'est, la cluse de Chambéry et le massif de la grande Chartreuse au sud et la Chautagne au nord. Dominé par les montagnes, il est parfois qualifié de plus grande réserve d'eau potable en France ([Gauthier, 1998](#)). Il contient, en effet, 3,16 milliards de mètres cube d'eau ; c'est ainsi le plus grand lac naturel entièrement contenu sur le territoire français. Sa profondeur atteint 140 m, ce qui fait de lui un lac profond qui s'étire sur 18 km du nord au sud et sur 3,2 km au maximum d'est en ouest. Le temps de résidence de l'eau dans le lac est estimé à 7 ans¹, celle-ci s'écoule vers le Rhône par le canal de Savière (cf. figure I.1, p. 8).

Le lac du Bourget abrite une grande quantité d'espèce d'oiseaux, sédentaires ou en migration et est bordé de rives sauvages ou aménagées et de roselières ; enfin il fait l'objet

¹Le fonctionnement hydrodynamique d'un lac de cette envergure rend caduque une caractéristique telle que la durée de résidence de l'eau dans le lac ; cependant celle-ci donne un ordre de grandeur appréciable.

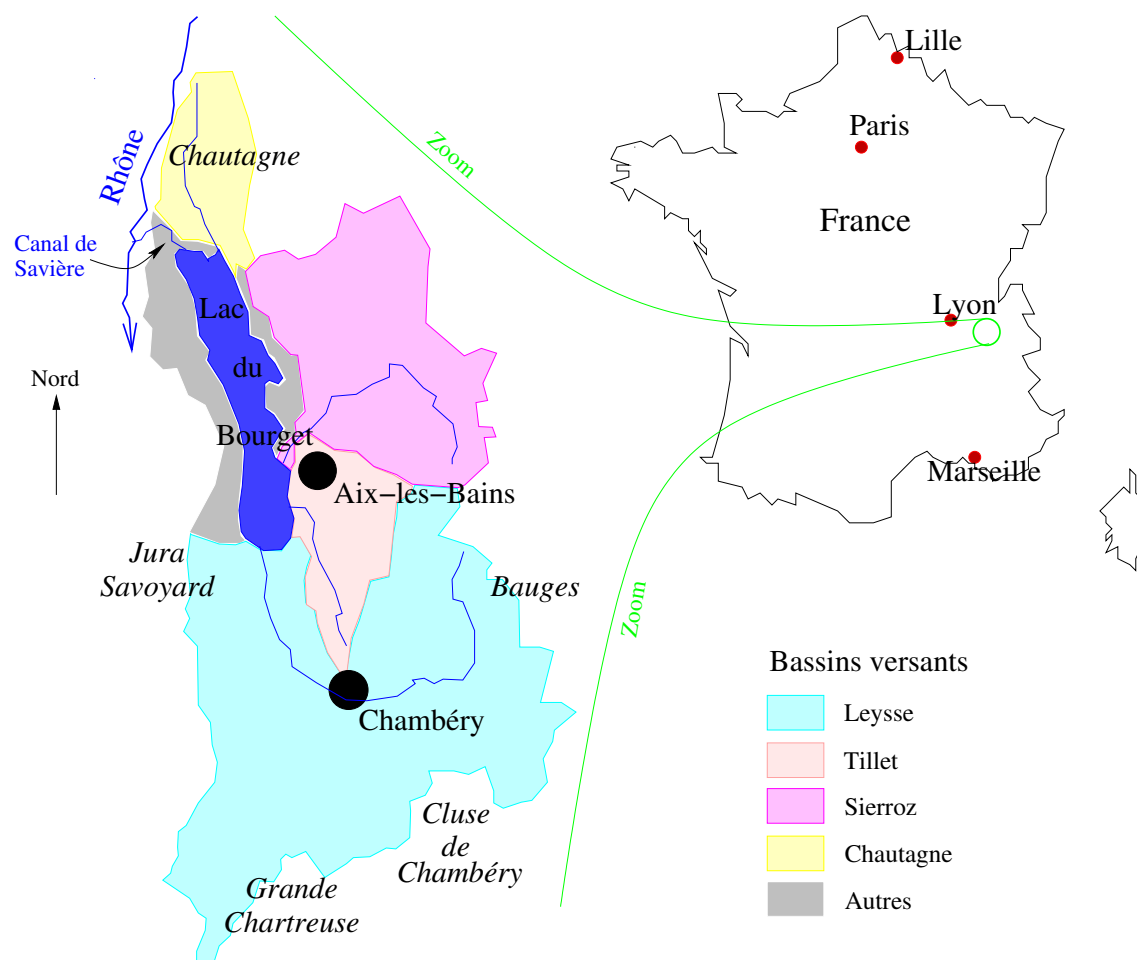


FIG. I.1 – Situation géographique du lac du Bourget.

d'une grande attention de la part des pouvoirs publics, notamment au travers de quelques projets phares :

- le projet Grand Lac, 1999-2015 ([Conseil Général de la Savoie, 1999](#)) ;
- le contrat de lac ([Gauthier, 1998](#)).

Le bassin versant du lac du Bourget se divise en sous-bassins de tailles inégales (cf. figure [I.1](#), p. 8). Au sud et à l'est, coulent les affluents les plus importants du lac : la Leysse et le Sierroz. À eux deux, ils totalisent plus des trois quarts des 580 km² de la superficie du bassin d'alimentation du lac.

I.1.1 Localisation et taille du sous-bassin versant de la Leysse

Le bassin versant de la Leysse (cf. figure [I.2](#), p. 10) représente près de 60 % de la superficie totale du bassin versant du lac, soit 300 km² environ ([Morena, 2000](#)).

Il est bordé à l'est par le Mont du Chat et la Montagne de l'Épine, d'orientation nord-sud et qui culminent vers 1 480 m d'altitude. Au sud-ouest, il repose sur une partie du Massif de la Chartreuse où la rivière l'Hyère prend sa source, à proximité du col de Couz. Ce dernier est dominé par le Mont Beauvoir (1 320 m d'altitude) à l'ouest et le Mont Outhéran (1 675 m d'altitude) à l'est.

La limite du bassin joint le massif des Bauges par le nord de la combe de Savoie à environ 300 m d'altitude. Elle remonte ensuite le long du massif des Bauges, au nord de Montmélian, où elle suit au sud-est la ligne de crête qui domine la vallée de l'Isère, jusqu'au col du Lindar. Cette portion délimite le sous bassin versant du ruisseau de Ternèze, dominé par la pointe de Galoppaz vers 1 680 m d'altitude. La limite du bassin suit alors une direction sud-nord jusqu'au col de Plainpalais où sourd la Leysse, dominé par le Mont Margeriaz (1 845 m), point culminant du bassin.

Il traverse alors le plateau du Mont Revard (à plus de 1 000 m d'altitude) d'est en ouest, jusqu'à sa limite avant de suivre une direction nord-sud vers Chambéry définie par la falaise qui limite le plateau.

Au nord de Chambéry, la limite du bassin se dirige vers le nord pour rejoindre le lac du Bourget.

Aux basses altitudes, le bassin est occupé par une large vallée glaciaire qui abrite l'agglomération chambérienne qui ne s'élève qu'à une altitude de 300 m environ au maximum. L'exutoire du bassin versant, le lac du Bourget, au nord de celui-ci, est situé aux alentours de 230 m d'altitude.



FIG. I.2 – Limites du bassin versant de la Leysse.

Le bassin versant de la Leyse voit se côtoyer ainsi deux types de reliefs marqués : des reliefs d'étages subalpins à l'amont et une large vallée glaciaire qui scinde le bassin en deux.

I.1.2 Le climat

Le climat de type continental est amorti par les influences océaniques. Les précipitations (entre 1 200 et 1 800 mm d'eau par an) sont le plus souvent associées à des vents de secteur nord et sud-ouest.

Deux ensembles climatiques peuvent être plus finement distingués en allant d'ouest en est. Les reliefs les plus à l'ouest (Chartreuse, Montagne de l'Épine et Mont du Chat) ont tendance à être les plus arrosés. Le Massif des Bauges, plus à l'est, semble mieux protégé des précipitations. Mais, cerné de larges vallées, il est sous influence des vents du nord ou du sud.

I.2 Les eaux de surface

La Leyse prend sa source dans le massif des Bauges, plus précisément au col de Plainpalais, à une altitude de 1 180 m.

Elle reçoit sur sa partie amont successivement les apports du Nant Petchi, du ruisseau de Ternèze, de la Reyse et de la Doriaz. Ces quatre affluents prennent tous leur source au sein du massif des Bauges.

À l'amont de Chambéry, la rivière quitte le Massif des Bauges. Elle reçoit alors, principalement les apports de l'Albanne qui draine la vallée de Barberaz avant d'atteindre Chambéry puis l'Hyère qui draine la vallée de Couz dans le massif de la Chartreuse, grossie du Nant Forézan.

Plusieurs ruisseaux provenant de la Montagne de l'Épine et du Mont du Chat alimentent également le cours principal de la Leyse en aval de Chambéry (le Nant Bruyant et le ruisseau des Combes notamment) de même que quelques affluents prenant leur source directement en fond de vallée (l'Érié et le ruisseau des Marais principalement).

Le Belle-Eau est un affluent du lac du Bourget considéré comme appartenant au bassin versant de la Leyse. Bien que sans relation hydrographique avec celle-ci il est tributaire d'une nappe qui relie son propre bassin versant à celui de la Leyse (Maillet-Guy, 1989).

I.3 Les eaux souterraines

Trois types d'écoulements souterrains notables existent au sein du bassin versant de la Leysse :

- des écoulements karstiques situés en amont du bassin ;
- des écoulements hypodermiques, sans qu'aucune couche aquifère ne puisse être mise en évidence ;
- des zones aquifères dans la plaine chambérienne.

I.3.1 Un bassin à fort caractère karstique

Les parties amont du bassin reposent sur les massifs montagneux de la Chartreuse et des Bauges. Les formations géologiques qui les constituent sont propices à la formation de karsts. Ainsi, les zones élevées sont principalement constituées de terrains karstiques dont le rôle dans le fonctionnement hydrologique du bassin est important.

La figure I.3 (p. 13) présente la géologie simplifiée du bassin versant de la Leysse. Elle indique, entre autres choses, la situation des massifs subalpins et jurassiens composés de roches carbonatées. Ces massifs occupent environ les deux tiers du bassin, soit près de 200 km², et accueillent des karsts fonctionnels (cf. annexe B, p. 177 pour plus de détails).

Le Mont du Chat et la Montagne de l'Épine ont un fonctionnement hydrologique simple. Les écoulements souterrains qu'ils produisent s'apparentent par leur réponse à un ruissellement de surface. En effet, qu'ils soient souterrains ou de surface, ils sont rapides : dans les deux cas, les vitesses sont grandes comparées à celles d'un écoulement en milieu poreux. Enfin, les formations géologiques sont telles que les écoulements ont la même direction en surface et en profondeur. Pour être tout à fait exact, notons que le bassin hydrogéologique à cet endroit s'étend légèrement au-delà du bassin topographique, mais cet accroissement de la surface stricte du bassin versant est négligeable. Enfin, ajoutons que ces montagnes sont également percées de tunnels qui perturbent les écoulements de manière semble-t'il peu significative (Guigon, 1976).

La partie du bassin versant que supporte la Chartreuse connaît un fonctionnement similaire à ceux décrits pour les Monts du Chat et de l'Épine qui la jouxtent. Les écoulements sont souterrains, rapides et se font suivant la pente topographique, bien qu'ils soient souvent souterrains. Une zone fait cependant exception à ce fonctionnement ; elle se situe à l'extrême sud-ouest du bassin. En effet, le bassin de la vallée de Couz (où coule l'Hyère) voit une partie de ses eaux échapper au bassin de la Leysse par l'exurgence² de Fontaine Froide (figure I.5, p. 15). Celle-ci se situe sur le bassin versant voisin du Guiers

²Les exurgences, contrairement aux résurgences, ne reçoivent pas d'eau de pertes de rivières.

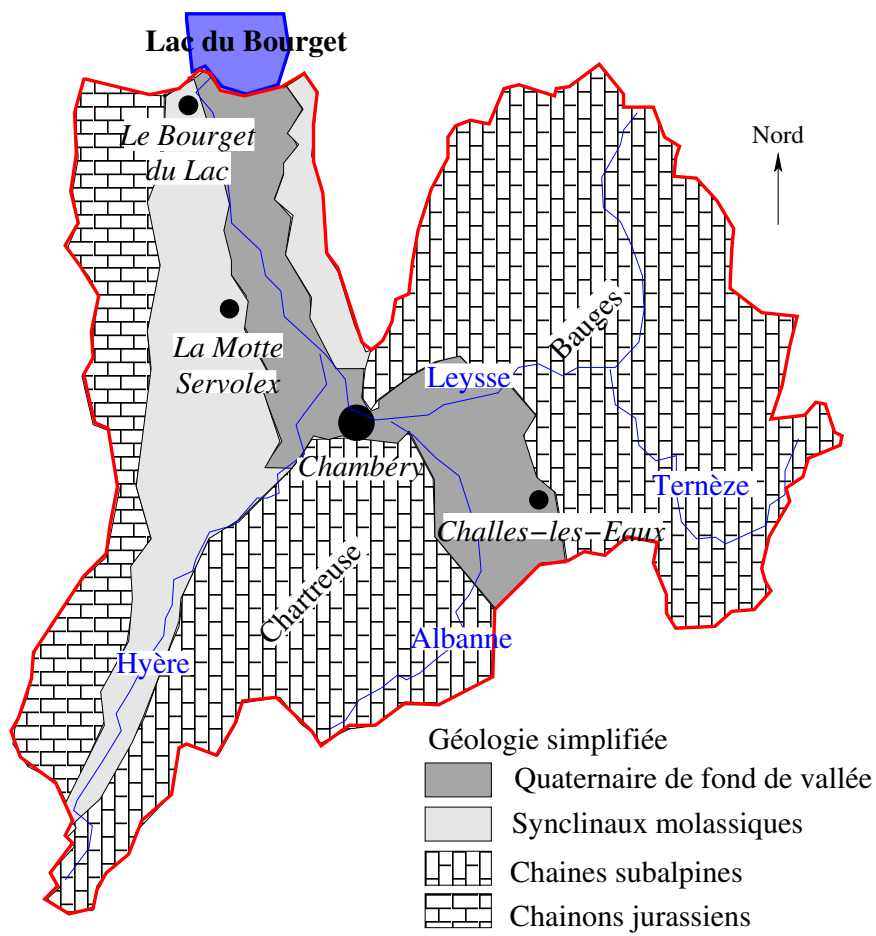


FIG. I.3 – Situation géologique du bassin versant de la Leysse.

Vif, qui se trouve au sud-ouest de notre zone d'étude. Ce sont des formations urgoniennes qui drainent une partie des eaux hors du bassin topographique. Pour la vallée de l'Hyère, le déficit hydrologique est d'environ 25 % par rapport au bassin topographique (Nicoud, 1978).

Le massif des Bauges à l'est du bassin constitue l'ensemble aux caractères karstiques le plus vaste du bassin versant de la Leyse. Plusieurs entités peuvent y être distinguées.

D'un point de vue hydrologique, le ruisseau de Ternèze, au sud-est du bassin versant, a un bilan qui accuse un manque d'eau de 25 % par rapport au bassin topographique. Ces eaux sont perdues pour le bassin versant de la Leyse au profit de l'Isère via les sources d'Arbin. Elles s'écoulent du bassin de la Thuile vers la vallée de l'Isère, en contrebas du massif des Bauges (Zamolo, 1980). Hormis cette fuite, les écoulements karstiques du sous-bassin versant du Ternèze sont rapides et se font selon la pente topographique.

Le plateau du Mont Revard et ses abords abritent trois sous-bassins versants karstiques qui alimentent les exurgences de la Doriaz, de Fontaine noire et de Bout du monde.

L'exurgence de la Doriaz est la plus importante. Les bassins d'alimentation de la Doriaz et de Bout du Monde s'étendent au-delà des limites du bassin versant topographique. Ils importent de l'eau du bassin topographique voisin vers celui de la Leyse. L'agencement hydrogéologique du plateau du Mont Revard s'explique par l'empilement de couches de roches carbonatées karstiques et de couches imperméables (Lemordant, 1977). La figure I.4 (p. 14) en schématise les écoulements au travers des terrains karstiques (valanginien, urgonien et sanoisien).

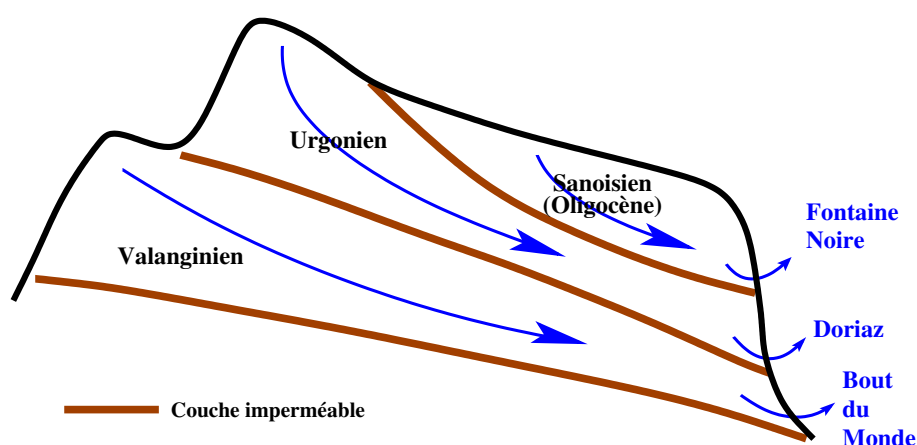


FIG. I.4 – Schéma de l'écoulement des eaux dans le Mont Revard et leur exurgence.

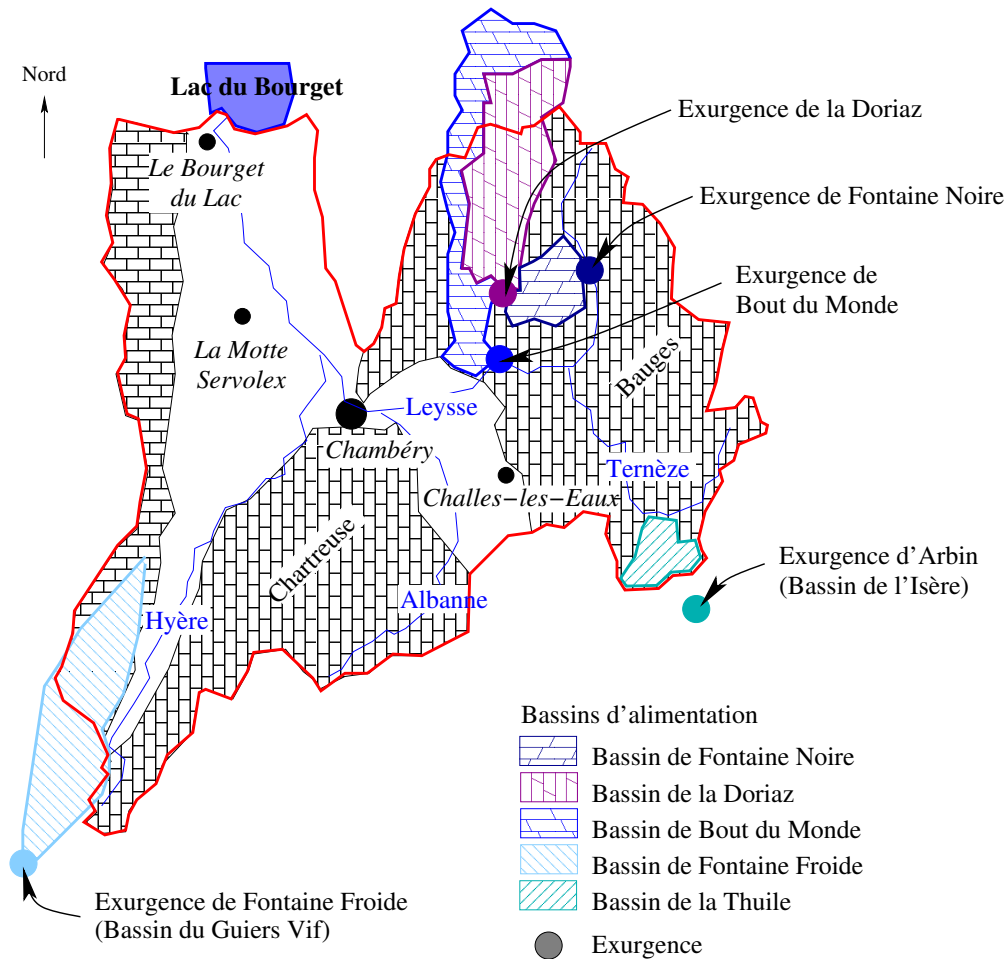


FIG. I.5 – Situation des principaux bassins d'alimentation karstiques et de leurs exurgences au sein du bassin versant de la Leysse.

De plus, la figure I.5 (p. 15) résume et situe les principaux bassins d'alimentation karstiques dont l'écoulement ne se fait pas selon la pente topographique du bassin versant de la Leysse et l'exurgence qui est associée à chacun d'eux. Les zones karstiques des Bauges qui ne sont pas citées ont leur écoulement selon la pente topographique.

Les circulations, les bassins versants et les exurgences présentés au cours des derniers paragraphes et sur la figure I.5 (p. 15) ont tous été mis en évidence au cours d'opérations de traçage effectuées par les auteurs déjà mentionnés (Zamolo, 1980; Lemordant, 1977; Nicoud, 1978).

Dans les parties karstiques du bassin versant de la Leysse, les eaux de surface coulent rapidement dans le sous-sol. L'eau, même lors d'épisodes pluvieux intenses, ne ruisselle que très peu et sur de courtes distances. D'un point de vue géomorphologique, il n'y a pas de cours d'eau permanents dans les parties réputées karstiques. Plus précisément, même si, lors de campagnes de reconnaissance de terrain, des écoulements de surface ont été constatés à certains endroits, l'eau qui ruisselle disparaît rapidement : elle s'écoule vers le sous-sol, directement dans les karsts. Il n'a ainsi pas été possible sur le terrain de mettre en évidence des ruisseaux de plus d'une dizaine de mètres de long.

I.3.2 La zone aquifère non karstique

Au fond de la vallée de la Leysse, les formations molassiques et quaternaires (cf. figure I.3, p. 13) sont, en partie, également des zones aquifères.

I.3.2.1 Situation de la zone aquifère du bassin versant de la Leysse

De la Ravoire, petite ville de l'ouest de l'agglomération chambérienne, à Voglans au nord du bassin, les formations souterraines sont aquifères. Deux parties peuvent être distinguées : la partie la plus élevée abrite une nappe à surface libre, tandis qu'à l'aval, au-delà de Chambéry, la nappe devient captive, voire artésienne à son extrémité. La figure I.6 (p. 17) situe ces deux nappes.

La nappe chambérienne n'est pas en contact direct avec le lac du Bourget.

I.3.2.2 Formation de l'aquifère

Les terrains du fond de la vallée glaciaire sont essentiellement formés de remblais morainiques, de dépôts lacustres et d'alluvions. Plusieurs étapes ont conduit à la forme actuelle du sous-sol de la vallée (le Val du Bourget).

Le Val du Bourget et l'emplacement du lac lui-même ont été le lieu de rencontre de deux grands glaciers, celui du Rhône qui arrivait du nord et celui de l'Isère qui débordait par le sud-est. Au Riss et au Würm les glaciers recouvraient l'ensemble de la vallée. Ils se sont retirés, laissant sur place leurs remblais morainiques. Ainsi deux strates morainiques ont été observées (Nicoud et al., 1987; Gremmen et Hannss, 1994).

À la suite du retrait des glaciers, de vastes lacs ont pris leur place. Les dépôts des lacs sont restés, et ont recouvert à leur tour en partie la vallée. Ainsi le matériau morainique laissé par les glaciers a été recouvert durant des périodes lacustres par décantation. De

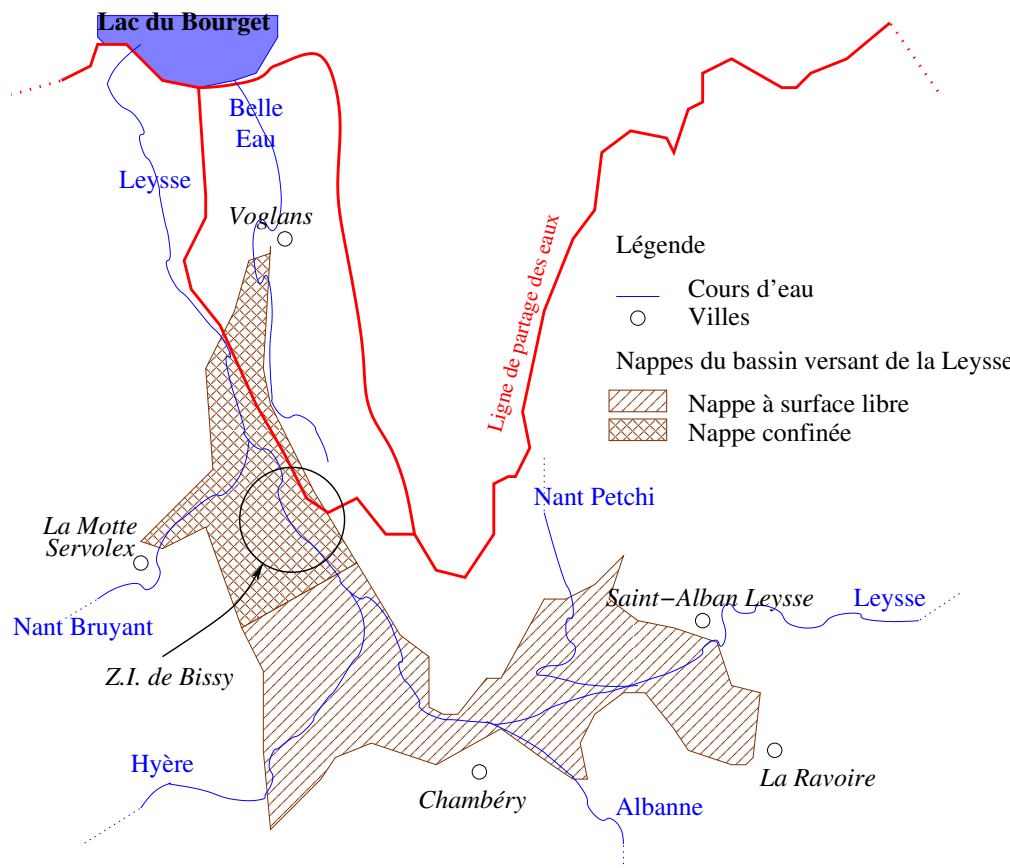


FIG. I.6 – Situation des nappes du bassin versant de la Leysse.

plus, des cônes de déjection deltaïques apportés par les cours d’eaux se sont également formés (Maillet-Guy, 1989).

Les dépôts glaciaires du Rissien sont formés de galets et de roches dites « alpines » dont la matrice est constituée de silt et d’argile. Ceux du Würmien sont davantage présents parce que plus récents et moins profonds. Ils sont formés de galets parfois calcaires et sont mélangés à une matrice limono-sableuse. Les dépôts lacustres sont formés de matériaux fins, (silts et sables argileux) très peu perméables (Maillet-Guy, 1989). Enfin, les dépôts fluviaux ont, sur le bassin chambérien, été principalement apportés par l’Isère. Ils sont composés d’éléments grossiers ayant subi un tri granulométrique naturel.

Le mode de constitution des formations aquifères du bassin versant de la Leysse a laissé un sous-sol étagé en strates, dont les constituants sont de perméabilités variables (voir figure I.7, p. 18).

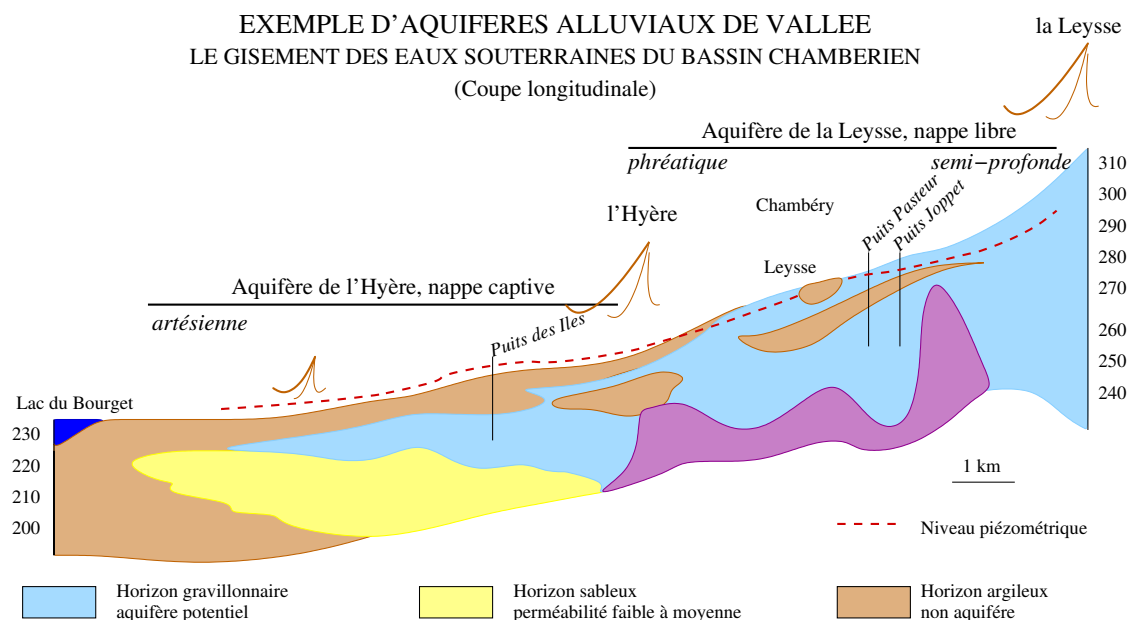


FIG. I.7 – Coupe longitudinale de la formation aquifère chambérienne d’après [Maillet-Guy et Nicoud \(1988\)](#)

I.3.2.3 Caractéristiques de l’aquifère

Nous devons à [Maillet-Guy \(1989\)](#) et à des témoignages (enquêtes sur le terrain) la description la plus précise des formations aquifères du bassin versant de la Leysse. La figure I.7 (p. 18) schématise une vue en coupe longitudinale de la nappe.

La formation aquifère se compose de deux ensembles. L’un abrite la nappe de la Leysse, le second celle de l’Hyère. Ces deux nappes sont reliées et s’écoulent globalement des zones élevées à l’amont de la nappe de la Leysse vers le lac du Bourget sans toutefois l’atteindre. L’écoulement de la nappe est dirigé dans le sens de la pente topographique.

Dans sa partie la plus élevée, l’aquifère contient quelques rares lentilles argileuses. À l’autre extrémité, la moins élevée, l’aquifère est surmonté d’un dépôt argileux imperméable. Cette couche confine la nappe et la rend artésienne. Nous avons pu constater sur place que de simples tuyaux plantés dans le sol assez profondément alimentent des abreuvoirs destinés au bétail.

Des essais de pompage réalisés en quelques points des nappes de la Leysse et de l’Hyère ont permis d’estimer les paramètres hydrauliques. Ainsi, la conductivité hydrau-

lique est comprise entre $1,4 \cdot 10^{-4}$ et 10^{-2} m.s^{-1} pour la nappe à surface libre et entre $2,4 \cdot 10^{-4}$ et $5,2 \cdot 10^{-2} \text{ m.s}^{-1}$ pour les parties captives.

De même le coefficient d'emmagasinement est connu en ces points : il varie de 10^{-4} à $0,2$.

Cependant, le mode de formation de l'aquifère, tel que nous l'avons décrit précédemment, a rendu sa composition hétérogène et les valeurs des paramètres hydrodynamiques, extrêmement variables.

I.3.3 Les échanges entre eaux de surface et eaux souterraines

La nappe chambérienne est en relation avec les rivières qui la surplombent. En amont, les eaux circulent, pour l'essentiel, de la rivière vers la nappe, tandis que, en aval les eaux de la nappe alimentent les cours d'eau.

I.3.3.1 Transferts d'eau de la rivière vers la nappe

À partir de Saint-Alban sur Leysse, lorsque le lit de la rivière arrive à l'aplomb de la nappe, et jusqu'à Chambéry, la Leysse peut perdre une partie de son débit au profit de la nappe (Andre, 2000; DDAF73, 1991). En étiage, ce phénomène est davantage marqué encore, la Leysse pouvant s'assécher presque complètement durant cette période.

De même, l'Hyère est drainée vers la nappe lorsqu'elle atteint les terrains aquifères de la vallée et ceci jusqu'à Chambéry (Maillet-Guy, 1989).

Pendant les périodes d'étiage, le toit de la nappe se trouve entre 5 et 20 m en dessous du niveau du sol. Les profondeurs les plus grandes se situent en amont et elles diminuent vers l'aval. Il existe ainsi un gradient piézométrique d'autant plus sensible que l'on est à l'amont de la nappe. De plus les lits des cours d'eau concernés ne sont pas colmatés et un flux d'eau important s'infiltre des rivières Leysse et Hyère vers les nappes en amont de Chambéry.

I.3.3.2 Transferts d'eau de la nappe vers la rivière

De la confluence de l'Hyère et de la Leysse, et le début de la nappe captive, rivières et nappes sont en équilibre piézométrique. Les transferts d'eau de l'un à l'autre de ces deux compartiments sont minimales ou ne participent pas à un flux. Puis, en aval de Chambéry, la Leysse coule sur la formation imperméable qui confine la nappe, interdisant les échanges entre ces deux compartiments hydrologiques.

En revanche, plus à l'est, un petit cours d'eau, le Belle-Eau, coule en bordure de nappe. Il prend sa source à une altitude de 260 m, légèrement en retrait de cette dernière. Cependant, il acquiert la plus grande partie de son débit lorsqu'il coule à l'aplomb de la nappe captive ; sa trajectoire suit approximativement l'extrémité est de celle-ci. L'eau de la nappe, sous l'effet de la pression artésienne, s'exfiltre vers ce cours d'eau, à la bordure même de la formation imperméable et alimente de nombreuses petites sources qui se déversent dans le Belle-Eau lui-même, lui fournissant l'essentiel de son débit.

L'exutoire naturel de la nappe chambérienne est donc le Belle-Eau qui, à ce titre, appartient au même ensemble hydrologique que la Leysse.

I.4 Occupation, usage du bassin versant de la Leysse et pressions associées

Deux zones d'usage et d'occupation sensiblement différents se trouvent sur le bassin versant de la Leysse : l'amont à vocation forestière et herbagère tandis que l'aval est d'occupation urbaine, industrielle et agricole.

I.4.1 Amont du bassin, occupations et pressions associées

Les parties amont du bassin sont couvertes essentiellement de forêts et de prairies. Les forêts sont principalement constituées de conifères. Cependant, aux altitudes les plus basses, se trouvent davantage d'espèces à feuilles caduques. Elles forment un paysage que l'on rencontre couramment dans les massifs subalpins. Le bois des forêts est exploité pour le chauffage ou la menuiserie. Les herbages, quant à eux, sont principalement utilisés pour le pâturage du bétail pendant les périodes estivales. Quelques parcelles vouées à la culture peuvent également être rencontrées.

L'habitat à l'amont du bassin est clairsemé. Il est possible d'y pratiquer en hiver quelques activités sportives telles que le ski. Cependant, aucune installation de tourisme de masse n'est présente ; ceci est dû en particulier à la viabilité économique qui n'est pas assurée. En outre, la difficulté à trouver de l'eau en quantité suffisante à tout moment, est un handicap certain pour un tel développement ([Lemordant, 1977](#)). La création en décembre 1995 du parc naturel régional des Bauges limite d'ailleurs l'extension possible de telles activités et surtout, définit des axes alternatifs de développement touristiques aux communes qui y adhèrent.

La pression polluante est essentiellement liée au pâturage du bétail qui s'accompagne de production de lisiers, sources de nitrate. Cependant pratiqué de façon extensive il produit

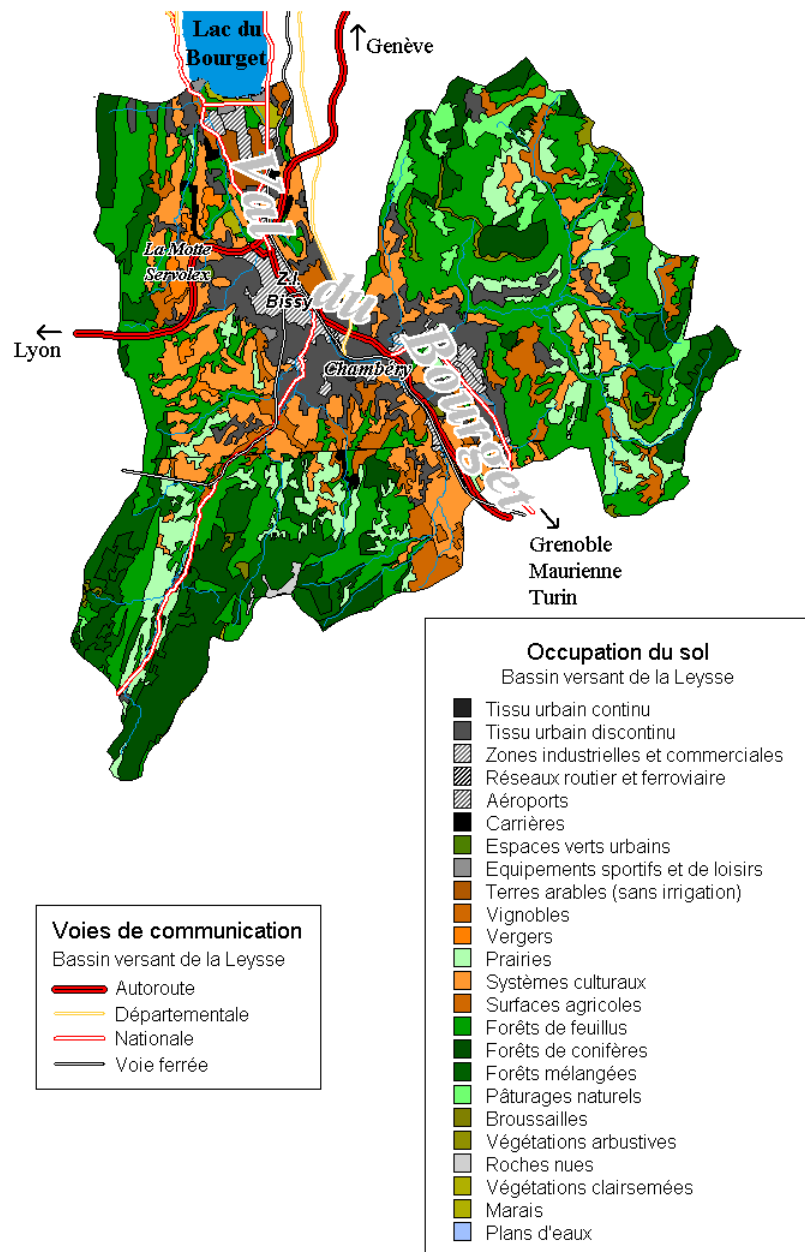


FIG. I.8 – Occupation du sol et voies de communication sur le bassin versant de la Leysse (d'après Corine Land Cover).

des quantités de nitrates qui ne présentent pas un danger marqué pour la ressource en eau. Les valeurs obtenues suite à la réalisation de bilans d'azote commune par commune (IRAP, 1993) ne représentent pas une menace sérieuse pour la ressource en eau. Le bilan azoté, compris entre - 20 kg/ha et + 20 kg/ha d'azote est ainsi équilibré pour toutes les communes du bassin versant de la Leysse.

I.4.2 Aval du bassin

I.4.2.1 Agriculture

L'activité agricole se situe essentiellement dans la vallée, autour de l'agglomération chambérienne entre les zones urbaines et les reliefs accidentés (cf. figure I.8, p. 21). Les zones cultivables du fond de la vallée sont, en ce qui concerne leur extension, directement en concurrence avec les zones urbaines.

Les coteaux calcaires, qui bordent les reliefs, accueillent des activités viticoles dans les parties les plus élevées de la vallée (vers 300 m d'altitude). Une partie des vins de Savoie y est produite. Des vergers (pommiers et poiriers) sont exploités aux alentours du Bourget du Lac, plus à l'aval du bassin. Enfin, des céréales sont cultivées en fond de vallée, à proximité du lac lui-même. Quelques espaces pour le pâturage se trouvent également dans cette zone.

Ces cultures sont fertilisées. Cependant, les nitrates ne font pas subir à la ressource en eau de périls comparables à d'autres régions où l'exploitation agricole est intensive et dominante. Ainsi, la rivière Leysse, à son exutoire dans le lac du Bourget, présente une concentration comprise entre 1 et 2 mg.l⁻¹ (CISALB, 1996).

Des produits phytosanitaires sont utilisés en agriculture pour se défendre des organismes parasites (adventices, champignons, insectes, etc.). Malgré la réglementation très stricte qui entoure la mise sur le marché de nouvelles molécules (Rico, 1999), de telles substances sont parfois présentes (en grandes quantités) dans les eaux. De nombreuses substances sont ainsi détectées dans les eaux de surface, à des concentrations parfois très supérieures au taux admis par la réglementation (0,1 µg.l⁻¹ de concentration maximale admissible pour la potabilité des eaux pour une substance particulière et 0,5 µg.l⁻¹ de concentration totale de substances différentes).

Parmi les plus utilisées sur le bassin de la Leysse, se trouvent l'oxadiazon, le diuron, l'isoproturon (ESIGEC, 1998). Ces molécules sont utilisées sur la vigne, les vergers et les cultures céréalières (Dubois, 1985). D'autres substances, telles que l'atrazine, sont elles-aussi détectées à certaines périodes dans les rivières.

I.4.2.2 Urbanisation et industrie

Ce sont indéniablement les espaces urbanisés et industriels qui occupent la majeure partie du fond de la vallée. La figure I.8 (p. 21) en rend compte.

L'agglomération de Chambéry, la plus importante du département de la Savoie, en tient la place centrale ; les zones urbaines s'y développant concentriquement.

Chambéry compte environ 111 500 habitants dans un département, peuplé de 373 000 habitants. Le dernier recensement (1999) montre un accroissement de 7 % en 9 ans de la population par rapport au précédent (1990). Ce taux est plus élevé que la croissance moyenne de la région Rhône-Alpes dans son ensemble (+5,5 %) et est davantage marqué dans l'arrondissement de Chambéry, puisque le taux de variation annuelle est, pour une période allant de 1990 à 1999, supérieur à 1 %.

Cette croissance démographique de la région chambérienne dure pour le moins depuis 1975 (Source I.N.S.E.E.) et s'explique autant par le solde naturel que par les flux migratoires. Un taux d'activité en progression, 46,3 % en 1999 contre 41,4 % en 1975, explique l'attraction de cette zone et la venue toujours croissante de nouveaux migrants.

Conjointement au développement démographique du pôle chambérien croît une activité industrielle, principalement dans la zone industrielle de Bissy au Nord de Chambéry et à proximité de La-Motte-Servolex (voir figure I.8 p. 21).

Les zones urbaines et industrielles sont la source de rejet de substances indésirables dans les eaux :

Sur le bassin versant de la Leysse, la mise en fonction d'une galerie qui exporte directement les eaux usées de l'agglomération chambérienne vers le Rhône s'est accompagnée d'une baisse significative des **taux de nitrates** de la Leysse (environ 60 %). Dans les années 70, avant la mise en œuvre de cette galerie, les apports d'azote inorganique au lac du Bourget étaient estimés à 1 800 t par an et 75 % de ces apports étaient imputés à l'agglomération de Chambéry (Koenig, 1980).

Le monde urbain est consommateur de **produits phytosanitaires**. Ils sont utilisés pour désherber les voiries ou les voies de chemin de fer, pour l'entretien des espaces verts et par les particuliers eux-mêmes. Certains produits tels que le glyphosate vendu sous l'appellation de « RoundUp » sont disponibles dans les circuits de la grande distribution par exemple, et les apports par les activités non agricoles sont équivalents, voire supérieurs, à ceux du monde agricole comme c'est le cas, par exemple, pour l'oxadiazon sur le bassin versant de la Leysse.

Les rivières du bassin chambérien présentent régulièrement des concentrations en produits phytosanitaires dépassant largement les seuils de potabilité des eaux. Ces hausses de concentration sont temporaires, elles n'affectent les cours d'eau que sur des périodes limitées, mais n'en restent pas moins réelles. Les activités agricoles ont une part de responsabilité dans ces hausses, mais les activités urbaines doivent, elles-aussi, être mises en cause. La présence de ces substances chimiques dans les eaux de surface du bassin versant de la Leysse est une préoccupation croissante des gestionnaires.

Les réseaux de transport terrestre qui traversent le bassin versant de la Leysse sont très développés et la tendance est toujours à un développement accru.

Le bassin versant de la Leysse est traversé par quelques grands axes. Cette région, et principalement les endroits les moins élevés tels que le Val du Bourget (du lac à la combe de Savoie) constituent un nœud de transport important. Cette position nodale est intensifiée par la présence du relief environnant. Ainsi, les axes autoroutiers Grenoble-Genève, d'une part, et Lyon-Maurienne (et Turin), d'autre part, se croisent à proximité de l'agglomération chambérienne. Ce réseau est complété d'un réseau secondaire riche, constitué de routes nationales et de départementales.

Outre le réseau routier, le réseau ferroviaire accueille lui aussi un trafic intense de voyageurs et de marchandises tous deux en plein essor. Les axes ferroviaires relient les mêmes pôles que les axes routiers. Un accroissement du trafic ferroviaire est attendu dans les années à venir.

Si les voies de communication sont une source de substances chimiques indésirables à cause de leur entretien, elles sont également une source potentielle de substances diverses liées aux risques de déversement de produits sur la chaussée par les véhicules de transport.

Deux événements notables ont marqué les esprits sur le bassin versant du lac du Bourget : le déraillement d'un train de marchandises et la rupture d'un pipeline. Le train de marchandises convoyait des substances chimiques très dangereuses, elles ont cependant été contenues, évitant une contamination de la ressource, tandis que le pipeline qui s'est rompu à l'amont de Chambéry a déversé 300 m³ de pétrole qui se sont écoulés en grande partie vers la nappe. Ces deux exemples illustrent les risques bien réels que fait courir le transit de marchandises sur le bassin versant de la Leysse.

Ils masquent cependant le plus gros risque potentiel qui est celui que font courir les voies de communications routières, objet de préoccupation des gestionnaires du bassin au même titre que les produits xénobiotiques.

I.5 Principaux usages de la ressource en eau

Les distributeurs d'eau potable sont les acteurs de la ressource en eau les mieux identifiés. En effet, la distribution de l'eau à usage domestique est contrainte à une grande transparence par les pouvoirs publics. L'eau potable de l'agglomération chambérienne est puisée et distribuée par le Service des Eaux. Elle provient en partie de la nappe chambérienne. Cependant, par crainte de son assèchement, d'autres sources d'approvisionnement ont été mobilisées. Notamment, un nouveau site de pompage des eaux de la nappe de l'Isère a été mis en service.

Pour la période 1989—2000 qui nous intéresse, l'eau domestique provient à plus de 78 % de la nappe de Chambéry et est pompée, pour l'eau potable, principalement dans trois puits : Joppet, Pasteur et des Îles (cf. I.7, p. 18).

Les quantités d'eau prélevées dans ces puits sont connues mois par mois ; le tableau I.1 récapitule les volumes annuels moyens entre 1989 et 2000.

Puits Pasteur	Puits Joppet	Puits des Îles
2 441 000 m ³	2 180 000 m ³	3 144 000 m ³

TAB. I.1 – *Volume d'eau moyen extrait annuellement par les puits Pasteur, Joppet et des Îles entre 1989 et 2000 d'après les Services de l'Eau de l'agglomération de Chambéry.*

Les prélèvements d'eau par ces puits sont en légère diminution depuis 1989. Supérieurs à 9 millions de m³ par an au début des années 90, ils ont décliné pour atteindre 8 millions de m³ à la fin des années 90 puis 7 millions de m³ en 2000. Les variations saisonnières des extractions sont faibles ; elles montrent cependant des prélèvements à leur maximum pendant les mois d'été (juillet et août).

Les eaux usées sont traitées par une nouvelle station d'épuration mise en service en 2001. Les effluents sont dirigés hors du bassin directement vers le Rhône par une galerie qui traverse le Mont du Chat à l'ouest du bassin versant (cf. § I.4.2.2, p. 23).

D'autres acteurs sont moins transparents quant aux quantités et à la provenance des eaux utilisées. S'il est connu que des industriels puisent de l'eau pour leurs activités, les quantités soustraites au milieu ne le sont pas. La principale ressource des industriels est la nappe elle-même. Les eaux usées rejetées par les industries suivent le même chemin que les eaux domestiques. Il est estimé cependant que les industriels consomment environ 30 % du volume global prélevé sur l'ensemble du bassin, soit environ 4 millions de m³ par an (Andre, 2000).

Au début de cette étude, certains sites industriels (notamment dans la zone de Bissy (cf. figure I.8 p. 21)) du bassin versant de la Leysse étaient en infraction par rapport aux lois et règlements. La situation réglementaire était telle que les autorités avaient tendance à financer au moins en partie la mise aux normes de ces industries du point de vue de la ressource en eau, sans qu’elles ne soient soumises à aucune des sanctions prévues par la loi.

L’agriculture du bassin versant de la Leysse n’est pas irriguée, ou de façon anecdotique. Même les cultures réputées grandes consommatrices d’eau comme le maïs trouvent suffisamment d’eau pour leur croissance, aux endroits où elles sont cultivées. Aucune donnée de prélèvement éventuel dans la ressource n’est disponible.

I.6 Collecte et analyse des données

L’étude du bassin versant de la Leysse a nécessité le recueil et l’analyse de nombreuses données aussi bien quantitatives que qualitatives.

I.6.1 Les chroniques connues du bassin versant de la Leysse

I.6.1.1 La pluviométrie

Les précipitations sont mesurées en différents endroits du bassin. Les données pluviométriques utilisées lors de nos travaux sont à pas de temps journalier et ont été collectées par Météo France en 6 stations (voir I.2) ; seule celle de Saint-Christophe est en périphérie.

Emplacement	Altitude	Période d’observation
Saint-Christophe	420 m	1984–2000
Saint-Cassin (Les Chantres)	700 m	1986–1998
Vimines (Le lard)	550 m	1986–2000
Challes-Les-Eaux (Aérodrome)	291 m	1946–2000
Voglans (Aérodrome)	235 m	1973–2000
Les Déserts (Les Bouvards)	1030 m	1947–2000

TAB. I.2 – *Stations pluviométriques.*

La figure I.9 (p. 27) présente la pluviométrie mensuelle moyenne de chacune des stations. Les mois de juillet et d’août sont les plus secs, tandis que les maxima sont observés pendant les périodes printanière et automnale. Les six stations ne sont pas indépendantes

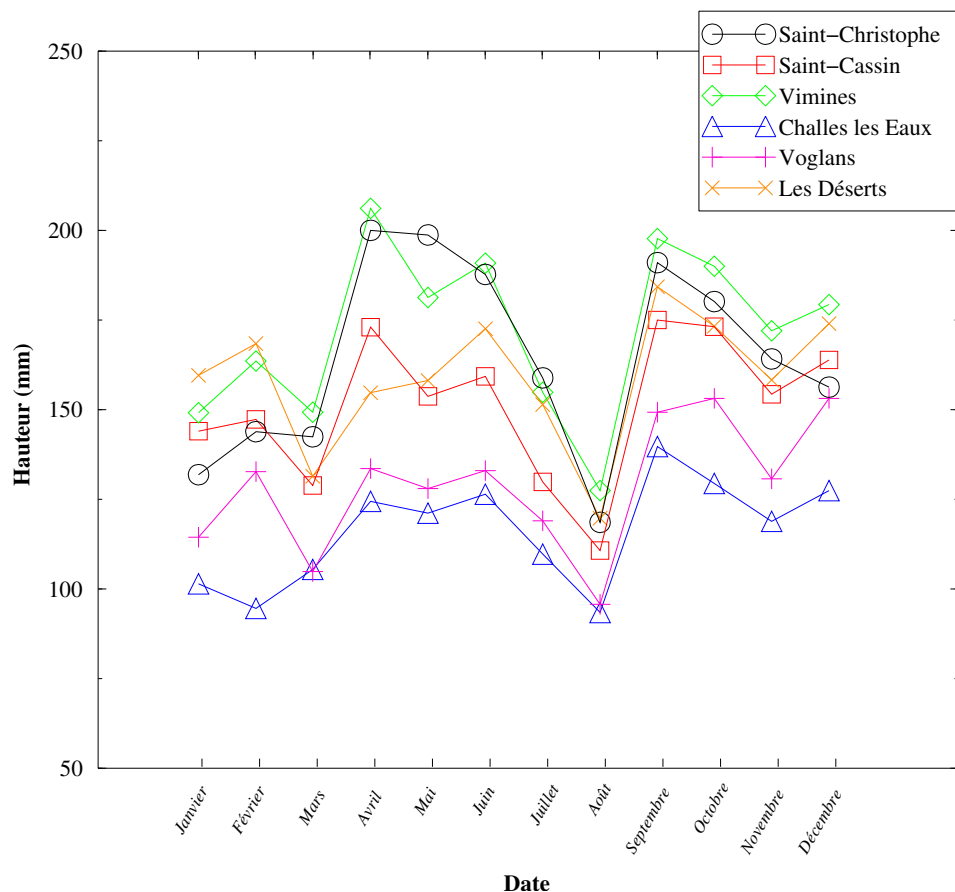


FIG. I.9 – Pluviométrie mensuelle moyenne calculée entre 1989 et 1999 aux stations du bassin versant de la Leysse.

les unes des autres. Les corrélations comprises entre 78 et 90 % témoignent, entre autre, d'effets orographiques.

I.6.1.2 La limnimétrie

Les débits sont mesurés³ en 6 points (tableau I.3). Trois stations limnimétriques sont implantées sur la Leysse, une sur l'Hyère, une sur l'Albanne et enfin une sur le ruisseau du Belle-Eau. Les données alimentent la banque HYDRO, gérée par la DIREN (Direction Régionale de l'ENvironnement).

³Le débit n'est pas mesuré *stricto-sensu*, il est déduit du niveau d'eau par une loi « hauteur-débit » mais nous utiliserons cet abus de langage par simplicité.

Chacune de ces stations est située approximativement à l'aval d'un ensemble hydrologique cohérent. Ainsi, pour la Leysse, les stations de Bout du Monde et de la Ravoire ferment la partie amont montagneuse du bassin versant de la Leysse. Celle du Tremblay se situe presque à l'exutoire du bassin versant et les trois dernières stations à l'exutoire des sous-bassins.

Rivière	Station	Surface (km ²)	Périodes disponibles	Module (m ³ .s ⁻¹)
Leysse	Pont du Tremblay	280	1969–1972 ; 1980–1988 ; 1996–2000	5,5
	Bout du Monde	75,5	1991–1994	4,4
	La Ravoire	78	1994–2000	2,6
Hyère	Charrière-Neuve	75,2	1992–1993 ; 1996–2000	1,9
Albanne	Chambéry	46,5	1986–2000	5,5
Belle-Eau	Voglans	5	1992–1999	0,3

TAB. I.3 – *Stations de mesures limnimétriques alimentant la Banque Hydro (DIREN) sur le bassin versant de la Leysse.*

La dynamique saisonnière des rivières est illustrée par la figure I.10 (p. 29).

Malgré les parties montagneuses que comporte le bassin versant de la Leysse, celle-ci indique très nettement un fonctionnement hydrologique à étiage estival. Au regard des altitudes constatées, ce fonctionnement n'a rien de surprenant.

La station de Bout du Monde sur la Leysse donne des résultats peu cohérents. Les débits affichés par cette station peuvent être supérieurs en période de crue à ceux de la station de Pont du Tremblay bien plus en aval. Il est, par ailleurs, connu qu'une partie des débits de la Leysse disparaissent vers la nappe entre ces deux stations ; ceci est corroboré par la différence entre les modules à Bout du Monde et à la Ravoire (tableau I.3). Les données de la station de Bout du Monde sont donc à utiliser avec précaution.

I.6.1.3 La piézométrie

Le Service des Eaux exploite la nappe chambérienne en trois puits pour l'eau potable. Outre les quantités prélevées, il relève, à une fréquence décadaire, les hauteurs d'eau dans ces trois puits.

La hauteur piézométrique suit, elle aussi, une dynamique saisonnière (figure I.11, p. 30). Elle atteint un minimum à la fin de l'été (août, septembre). En revanche, le minimum

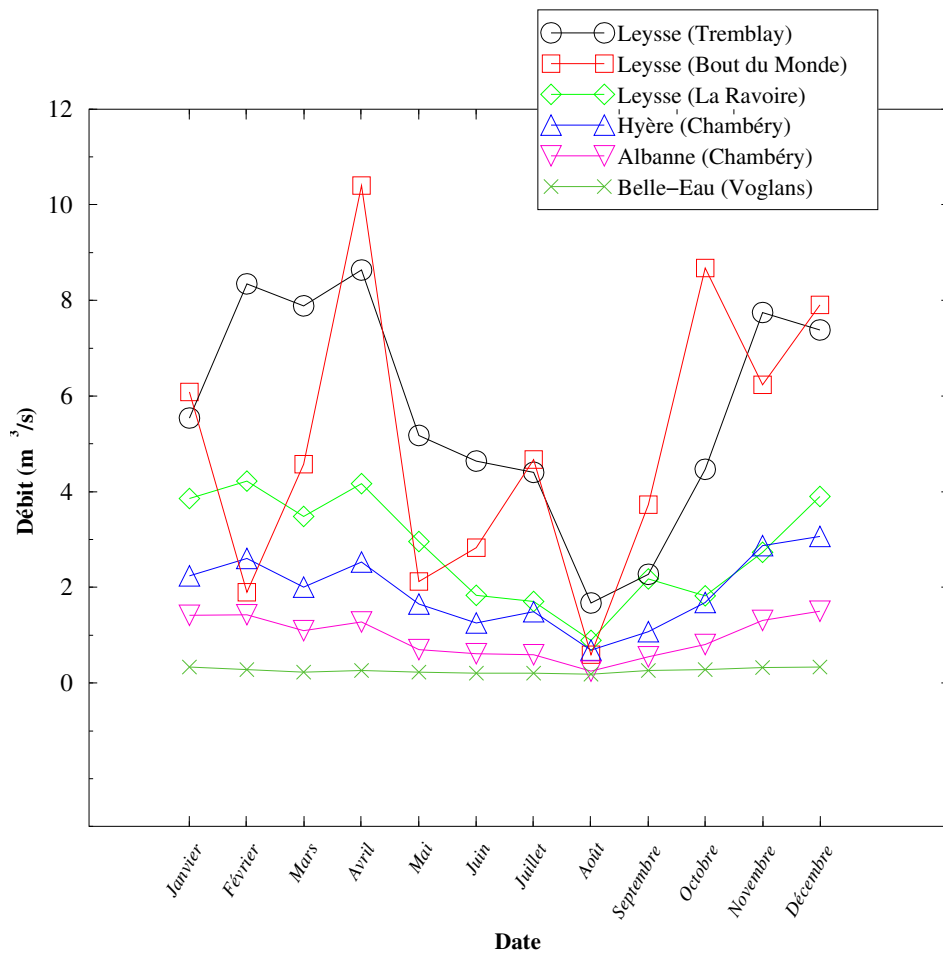


FIG. I.10 – Débits moyens mensuels mesurés en différentes stations du bassin versant de la Leysse.

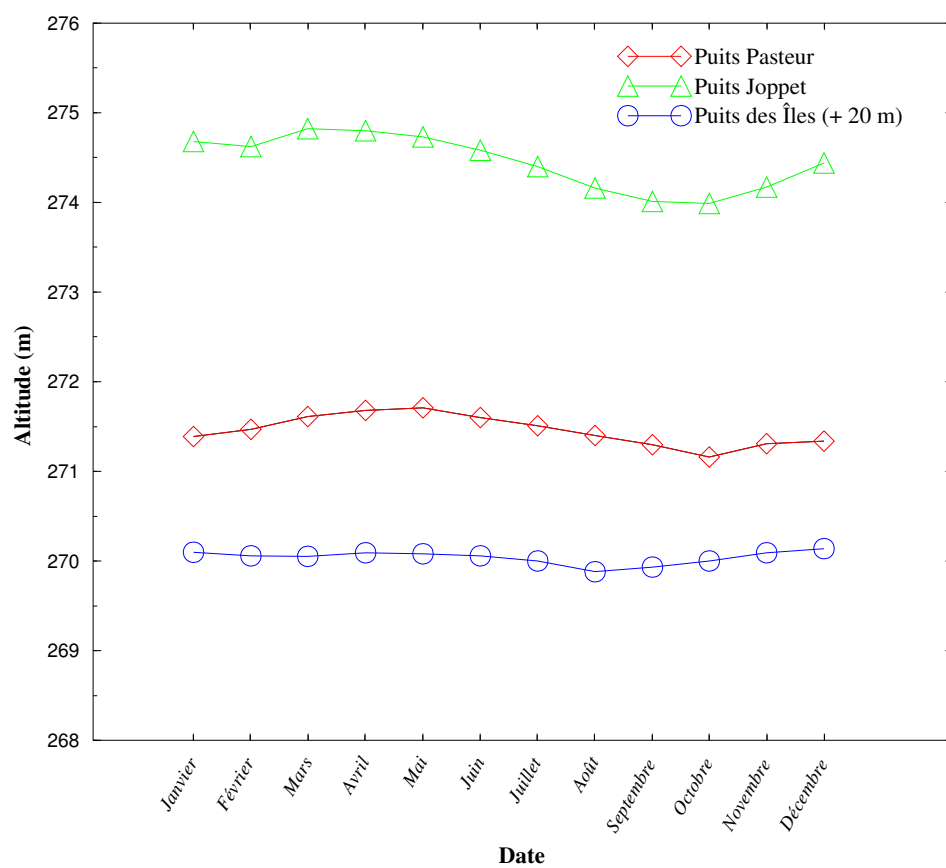


FIG. I.11 – Moyenne mensuelle des hauteurs d'eau dans les puits Joppet, Pasteur et des Îles calculée entre 1989 et 1999.

au puits des Îles intervient sensiblement avant les deux autres puits. Il est délicat à ce stade de statuer sur ce décalage. Cependant, parmi les éléments de réponse qui l'expliqueraient, le fait qu'il s'agisse du pompage principal pour l'eau potable n'y est sûrement pas étranger.

La corrélation entre les hauteurs piézométriques des puits Joppet et Pasteur dépasse 84 %. En revanche, celle de ces deux puits avec le puits des Îles est discutable puisque dans les deux cas elle n'atteint pas 45 %.

I.6.2 Les autres données à pas de temps régulier

I.6.2.1 La température

Elle est mesurée en trois stations, deux d'entre elles se situent en fond de vallée : à l'aéroport (Voglans) à l'altitude de 235 m ; et à Challes-les-Eaux (291 m), la troisième se trouve dans les Bauges à la Féclaz (Les Déserts) à une altitude de 1350 m. Les chroniques de températures maximale et minimale sont disponibles sur la période qui nous intéresse c'est-à-dire de 1986 à 2000 pour les deux premières stations de mesures. En revanche, pour la station de « les Déserts », cette information n'est disponible que depuis décembre 1991. Ces données ont été obtenues auprès de Météo France. La figure I.12 (p. 32) présente les valeurs moyennes mensuelles des températures minimales et maximales aux différentes stations.

I.6.2.2 L'évapotranspiration potentielle

L'évapotranspiration potentielle (ETP) est estimée à deux endroits du bassin par les services de Météo France par la méthode de Penman (Brochet et Gerbier, 1974).

La figure I.13 (p. 33) donne l'estimation de l'ETP décadaire pour ces deux stations de mesure, en moyenne mensuelle.

L'évapotranspiration potentielle varie avec l'altitude. Elle est moins élevée aux altitudes les plus grandes. De plus, la différence d'ETP entre haute et basse altitude est d'autant plus grande que l'ETP est forte, celle-ci est maximale au mois de juillet.

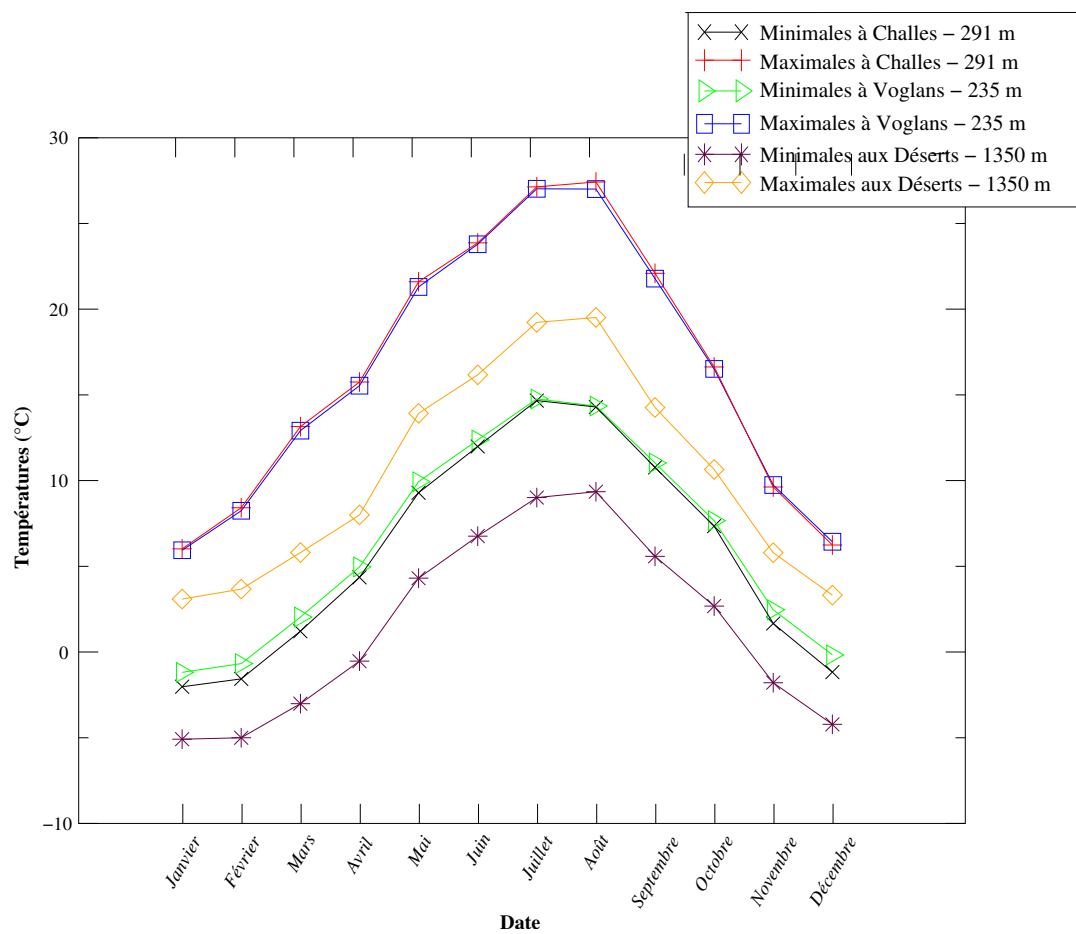


FIG. I.12 – Minima et maxima des températures moyennes mensuelles aux stations de mesures de Voglans, de Challes-les-Eaux et de Les Déserts.

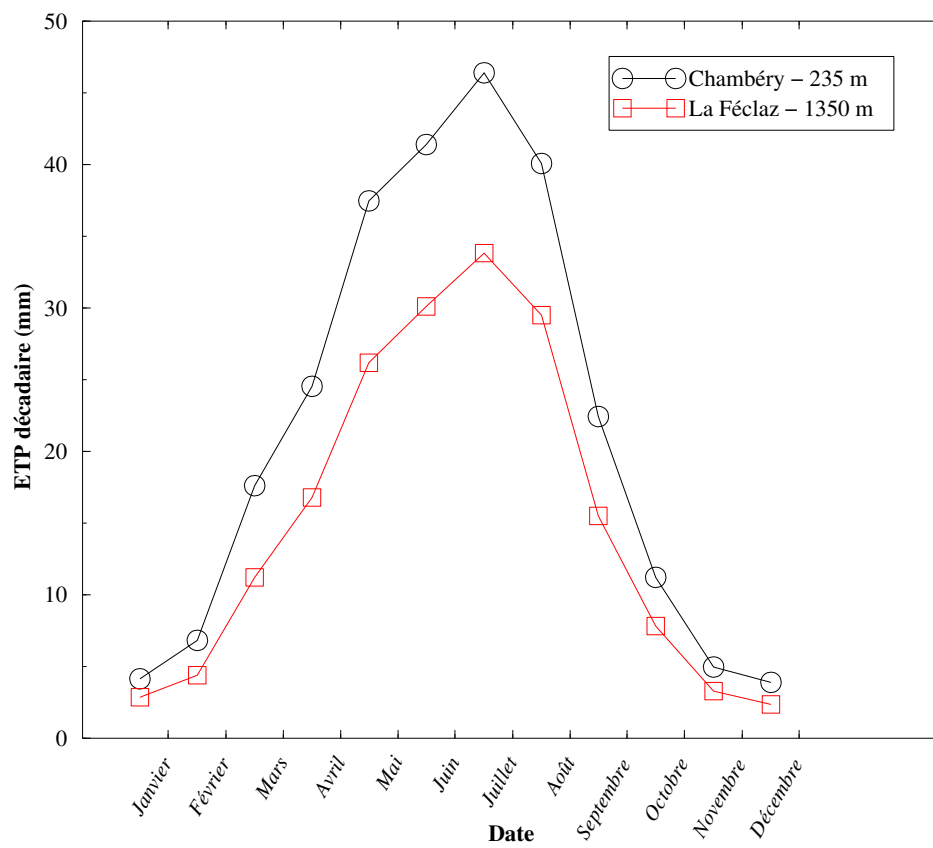


FIG. I.13 – ETP décadaire à Chambéry et à La Féclaz en moyenne mensuelle sur la période 1989-2000.

I.6.3 Inventaire des autres données physiques du bassin versant de la Leysse

I.6.3.1 La topographie

La répartition de l'altitude du bassin versant de la Leysse a été relevée directement sur les cartes géographiques au 25 000^{ème} qu'édite l'IGN (Institut Géographique National). Les cartes utilisées sont référencées de la façon suivante : 3332 OT — Chambéry, 3333 OT — Massif de la Chartreuse Nord, 2432 OT — Massif des Bauges et 3433 OT — Allevard.

I.6.3.2 L'occupation du sol

Les informations relatives à la nature de l'occupation du sol et à sa répartition sont obtenues à l'aide de la base de données géographiques CORINE Land Cover (1999) éditées par l'IFEN (Institut Français de l'ENvironnement). Celle-ci est le résultat du croisement d'informations satellitales et de vérités terrain. La carte précédemment présentée figure I.8 (p. 21) en est, par exemple, une extraction.

I.6.3.3 La pédologie

Le bassin versant de la Leysse n'a fait l'objet d'aucune étude pédologique. Selon la Chambre d'Agriculture de la Savoie, aucun recensement des sols du bassin versant de la Leysse n'est prévu pour l'instant.

I.6.3.4 La géologie et l'hydrogéologie

Les formations géologiques font l'objet de cartes (cartes géologiques détaillées de la France au 50 000^{ème}) éditées par le BRGM (Bureau des Recherches Géologiques et Minières). La carte qui concerne le bassin versant de la Leysse est la feuille XXXIII-32 — Chambéry. Il faut ajouter également les nombreuses études dont ce bassin ou certaines parties de ce bassin ont fait l'objet et qui ont été mentionnées précédemment.

I.6.4 Conclusion

Le bassin versant de la Leysse n'est pas un site expérimental de recherche. La connaissance et les données relatives à l'hydrologie sont celles qui sont généralement disponibles pour tout bassin qui n'a pas fait l'objet de d'études cognitives spécifiques.

Ces données sont-elles suffisantes pour la modélisation hydrologique déterministe à base mécaniste telle que nous allons le faire ? Cette question semble sans issues. En effet, la mise en œuvre d'un modèle nécessite d'avoir des données à lui fournir, mais c'est également lors de sa mise en place qu'en général l'importance de certaines données pour le modèle peut être évaluée.

La quantité de données disponibles pour l'établissement d'un modèle est une arme à double tranchant. Plus un modèle dispose de données précises, moins le modélisateur possède de latitude pour paramétrer son modèle. Il est ainsi difficile de savoir quelle est la meilleure situation. En outre, plus la connaissance d'un bassin est précise, moins le modèle est utile.

I.7 Conclusion du chapitre

La présentation du bassin versant de la Leyse, effectuée dans ce chapitre, a permis de passer en revue les informations disponibles pour la suite immédiate de nos investigations : la modélisation puis le transport de polluants sur le bassin.

Le bassin versant de la Leyse, largement détaillé en termes hydrologiques, est constitué de terrains karstiques, de zones aquifères et de zones au fonctionnement moins complexe. Les descriptions faites antérieurement sur toute ou partie du bassin versant de la Leyse donne une vision dégrossie et globale de son fonctionnement.

Le site d'étude ne présente pas de conflits d'usages avérés de la ressource en eau ; cependant, la problématique de la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires émerge peu à peu. Par ailleurs, des contaminations ponctuelles sont à craindre dans le Val du Bourget où les axes de transit de voyageurs et de marchandises sont en plein développement.

Pour finir, les données disponibles pour mettre en œuvre un modèle hydrologique ont été répertoriées. Elles reflètent la quantité d'informations disponibles sur un bassin quelconque, sans vocation à constituer un site de recherche.

Chapitre II

Modélisation hydrodynamique du bassin versant de la Leysse

Nous allons, au cours de ce chapitre, exposer principalement la mise en œuvre d'un modèle hydrodynamique du comportement hydrologique du bassin versant de la Leysse. Elle constitue un préalable nécessaire à la construction du modèle de transport de polluant qui fera l'objet du chapitre suivant (cf. chapitre III, p. 75). Nous détaillerons donc, en premier lieu, les objectifs globaux du modèle puis, nous préciserons l'élaboration du modèle hydrodynamique lui-même et ses résultats.

II.1 Objectifs du modèle

L'ensemble des modélisateurs (notamment les hydrologues) s'accorde sur la nécessité de définir convenablement les objectifs d'un modèle afin d'éviter toute dérive (Maison, 2000; Kaurk-Leite, 1990). Ainsi, ce sont les objectifs de la modélisation qui détermineront la nature même du modèle.

II.1.1 Les modèles mathématiques en hydrologie

Les modèles mathématiques en hydrologie sont des outils d'évaluation utilisés pour aider à la compréhension des phénomènes de transfert des eaux dans l'environnement. Leur but est de simuler les écoulements de surface, de sub-surface et les écoulements souterrains. Ils permettent également la simulation des migrations de certains produits chimiques transportés par l'eau. Ils apportent ainsi des informations utiles quant aux écoulements de l'eau

et aux processus de transport et sont à ce titre d'excellents outils de recherche (Vauclin, 1994). En outre, ils peuvent être des outils d'assistance à des programmes de gestion de la ressource en eau à l'échelle d'un bassin versant et ainsi être d'une grande utilité aux gestionnaires et aux décideurs.

Quelques précisions sur les modèles s'imposent. Nous distinguerons, comme le suggère Cunge (1995) :

- le modèle, qui est, par définition, une conceptualisation de la réalité, une image incomplète et partielle comprenant des caractéristiques et des attributs qui nous intéressent et que nous avons l'opportunité ou la possibilité de connaître ;
- le logiciel de modélisation dont le cœur consiste en un programme permettant de résoudre numériquement une ou plusieurs équations.

Plusieurs types de modèles existent et il est possible d'établir une différenciation entre ceux-ci. Cependant, étant donné leur nombre et leur variété, une classification rigoureuse et exhaustive serait inutile. Vauclin (1994) et Sauboua (2001) résument les différenciations possibles entre modèles en deux classes : la première selon le degré de schématisation, la seconde selon le caractère déterministe ou stochastique.

Le degré de schématisation conduit, selon que le modèle est fondé sur la description des processus physiques impliqués ou non, à un modèle conceptuel ou empirique. Parmi les modèles conceptuels, les modèles mécanistes tentent de formaliser un maximum de processus en étant les plus fondamentaux possible dans leur description. Ceux qui, en revanche, cherchent à fournir une description du système sans entrer dans les détails fondamentaux sont qualifiés de « fonctionnels ».

Un modèle peut être déterministe si un ensemble de données d'entrée (paramètres et variables) donne toujours le même résultat ; en d'autres termes, un modèle est déterministe si la relation qui relie les variables et les paramètres aux résultats est univoque.

Les modèles déterministes et fondés sur la description physique des phénomènes (modèles mécanistes) ont la capacité (théorique) de prédire l'impact des activités humaines sur le cycle hydrologique et sur l'environnement.

II.1.2 Les objectifs du modèle du bassin versant de la Leysse

Notre travail s'inscrit dans une logique de diagnostic de la ressource en eau et de développement de nouveaux outils d'aide à la gestion à l'échelle d'un bassin versant. En effet, le diagnostic et la caractérisation des transferts doivent conduire à la validation d'outils distribués de conception simple mais robuste, directement utilisables par les gestionnaires (cf. chapitre IV, p. 123).

Le but principal du modèle du bassin versant de la Leyse est donc la description et l'analyse, à l'échelle de quelques centaines de km², des transferts de produits transportés par l'eau.

Cet objectif vise en outre un second dessein : celui d'apporter des éléments de réponses quant aux transferts de pollutions diverses aux gestionnaires du bassin versant afin de gérer au mieux les conflits d'usages. La maîtrise des apports de substances chimiques vers le lac, conditionnée par la connaissance de leurs transferts au sein du bassin, est, en effet, un objectif affiché des gestionnaires.

II.1.3 Choix de l'outil de modélisation

En termes techniques, la modélisation du bassin versant de la Leyse doit satisfaire aux exigences suivantes :

- permettre le suivi de substances chimiques sur un bassin versant ;
- fournir des résultats répartis sur l'ensemble du bassin ;
- pouvoir prédire des situations inédites.

Les qualités requises pour le modèle découlent de ces exigences :

- prise en compte des écoulements de l'eau de son arrivée sur le bassin jusqu'à sa sortie ;
- caractérisation des écoulements mécanistes et distribués ;
- possibilité de simuler la présence de produits au sein des écoulements.

Le logiciel MIKE SHE modélise l'ensemble des composantes du cycle hydrologique continental ([Abbott et al., 1986a,b](#)) et constitue la plus importante intégration des différents phénomènes d'écoulement de l'eau ([Poligot-Pitsch, 2002](#)). Il répond par ailleurs aux critères énoncés ci-dessus.

Nos travaux représentent une opportunité d'utiliser ce logiciel dans des conditions peu communes (présence de terrains karstiques, deux morphologies de terrains distinctes sur un même bassin, échanges nappe-rivière prépondérants pour l'alimentation de la nappe). Son emploi constitue l'occasion d'une évaluation supplémentaire du logiciel et de son usage pour un suivi de substances dans des conditions contraignantes.

II.2 Le logiciel MIKE SHE

Dans les années 1980, naît en Europe l'idée d'un logiciel de modélisation du cycle hydrologique. Le logiciel SHE (Système Hydrologique Européen), fruit d'une collaboration entre le Danish Hydrologic Institute (DHI, Danemark), le British Institute of Hydrology (Grande-Bretagne) et la SOGREAH (France), voit alors le jour ([Abbott et al., 1986a,b](#)). Sa version commerciale, MIKE SHE, est aujourd'hui la propriété exclusive du DHI qui le commercialise au travers d'un réseau de diffuseurs. Ce logiciel a été utilisé pour construire le modèle de la Leysse.

II.2.1 Description du logiciel

Le logiciel MIKE SHE est distribué en mailles de calcul carrées. Le cœur du logiciel se nomme MIKE SHE WM (Water Movement). Il est constitué de 6 modules interconnectés qui représentent chacun un compartiment hydrologique :

- la fonte des neiges ;
- l'évapotranspiration et l'interception de la pluie par le feuillage ;
- les écoulements de la zone non saturée ;
- les écoulements de surface (ruissellement et écoulement en rivière) ;
- les écoulements de la zone saturée ;
- l'irrigation.

D'autres modules spécifiques peuvent être couplés à MIKE SHE WM et notamment :

- MIKE SHE AD (Advection Dispersion) qui permet la simulation du transport de substances ;
- MIKE SHE ADM (Adsorption, Degradation Module) qui simule l'adsorption et la dégradation de substances chimiques ;

II.2.2 Le cycle hydrologique dans le logiciel MIKE SHE

La figure [II.1](#) (p. [41](#)) donne un aperçu d'ensemble du logiciel MIKE SHE WM et de ses capacités.

Les précipitations arrivent sous forme de pluie ou de neige à l'entrée du modèle. Une partie de celles-ci est immédiatement interceptée par le feuillage. Si elles arrivent sous forme solide, elles sont alors stockées dans le manteau neigeux : l'eau alimentera le modèle ultérieurement en fonction de la température.

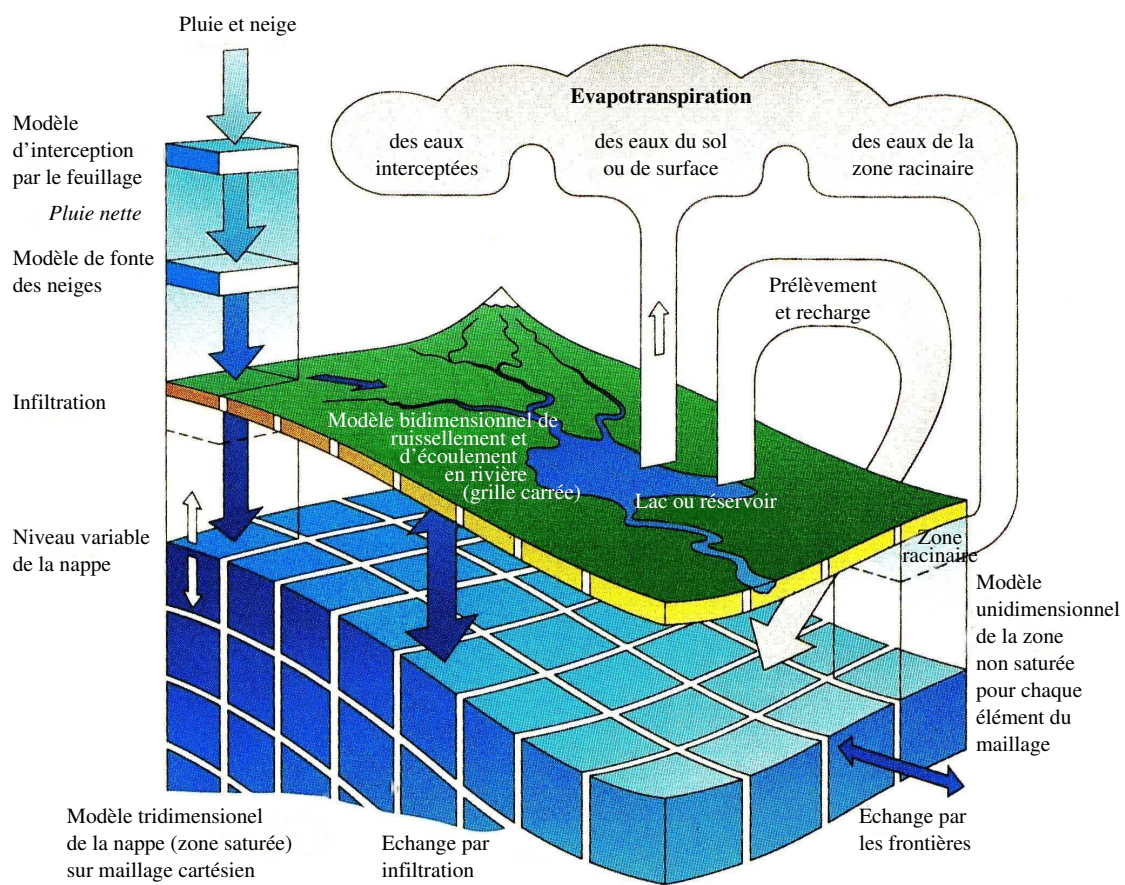


FIG. II.1 – Le cycle de l'eau dans le logiciel MIKE SHE : processus modélisés.

Les apports météorologiques peuvent être soit directement évaporés par le sol soit repris par la végétation. Le volume de ces transferts vers l’atmosphère est fonction de la température, de l’évapotranspiration potentielle et de la maturité de la végétation.

La pluie nette soit s’infiltre à travers le sol (à travers la zone non saturée), soit ruisselle. Lorsqu’elle s’infiltre, l’eau alimente, selon les paramètres hydrodynamiques du sol, la zone non saturée puis la nappe (zone saturée). Dans cette dernière, l’eau s’écoule au sein du bassin hydrogéologique souterrain. Lorsqu’elle ruisselle, l’eau peut s’infiltrer plus loin, si les conditions le permettent, ou rejoindre les cours d’eau qui se trouvent sur sa trajectoire.

Des échanges d’eau entre la nappe et les cours d’eau peuvent se produire ; ils sont conditionnés par les paramètres hydrodynamiques de l’aquifère et du lit de la rivière, ainsi que par le gradient piézométrique éventuel entre les deux milieux.

Des apports et des soustractions d’eau (pompages et irrigations en particulier) sont également possibles.

Le couplage de MIKE SHE AD et de MIKE SHE WM permet de calculer le devenir de substances au sein du bassin versant en fonction de leurs dispersivités dans les milieux qu’elles traversent (zone non saturée, zone saturée, cours d’eau, eaux de ruissellement).

Le couplage de MIKE SHE AD et de MIKE SHE AD-M permet la dégradation au cours du temps des substances selon leurs demi-vies ($T_{\frac{1}{2}}$) et leur adsorption dans le sol (via leur coefficient d’adsorption relatif en carbone organique (K_{oc}) et la fraction en carbone organique du milieu (f_{oc})).

Les diverses équations correspondantes ont été antérieurement présentées à plusieurs reprises ([Grelat, 2002](#); [Guinot, 1995](#); [Aboudjaoudé, 1991](#)) ; l’annexe [C](#) (p. [183](#)) récapitule ces références.

II.2.3 Limites du logiciel

Le manque de données nécessaires au fonctionnement d’un modèle hydrologique distribué est une difficulté majeure ([Kaurk-Leite, 1990](#)). Chaque phénomène décrit par un modèle mécaniste tel que le logiciel MIKE SHE doit être paramétré. MIKE SHE est tributaire de nombreux paramètres théoriquement mesurables. Cependant, ils sont en général variables dans l’espace et dans le temps. Ceci conforte l’utilisation d’une structure distribuée pour les calculs mais n’efface pas le besoin accru en observations.

La collecte et la mesure de paramètres sont, dans la plupart des cas, handicapées par le coût des campagnes de recueil et par la difficulté à rassembler des observations à l’échelle

d'un modèle distribué. À titre d'exemple, des essais de sensibilité montrent que la taille des mailles d'un modèle ne doit pas excéder 1 % de la surface totale modélisée (Bathurst, 1986). Il est illusoire de croire que l'on peut recueillir dans une telle proportion les paramètres physiques nécessaires à un tel modèle pour décrire fidèlement les écoulements de surface, les écoulements dans la zone non saturée du sol et ceux de la zone saturée. De plus, si une collecte de cette ampleur était possible, la difficulté resterait encore entière puisque la variabilité dans l'espace et dans le temps de certains paramètres est telle que, à nouveau, il serait illusoire de penser que l'on puisse à tout moment connaître parfaitement la valeur d'un paramètre qui décrirait une maille dans son ensemble (de Marsily, 1994). MIKE SHE n'échappe évidemment pas au manque d'observations disponibles.

Ainsi, un modèle hydrologique s'apparente à la résolution d'un problème largement sous-déterminé (de nombreux jeux de paramètres différents mènent à un résultat identique). Cette caractéristique donne en fait toute sa place à l'expertise amont et aval au modèle. Le choix du paramétrage est en effet ancré dans l'analyse des phénomènes hydrologiques singuliers qui accompagnent la création d'un modèle. Ce choix malaisé est ainsi tributaire de la connaissance du terrain étudié.

Dans le cas d'un modèle hydrologique, la méconnaissance des données lui étant nécessaires légitime et impose une expertise lors de la construction du modèle de bassin. Cette expertise concerne, d'une part, le paramétrage du problème et, d'autre part, les imprécisions qui accompagnent les résultats.

II.3 Caractéristiques d'ensemble du modèle hydrodynamique du bassin versant de la Leyse

II.3.1 La durée des simulations, le pas de temps de calcul

Les données collectées (cf. § I.6, p. 26) permettent de mener des simulations hydrologiques qui, sauf précision contraire, concernent la période du 1^{er} janvier 1989 au 10 octobre 1999. Certaines données de forçage (la pluie, par exemple) sont incomplètes : les chroniques ont alors été extrapolées à partir des observations voisines. D'autres, comme les débits, sont parfois lacunaires. Ces dernières ne sont pas essentielles pour la bonne marche des simulations, même si leur absence nous a parfois privé d'un moyen de comparaison avec les résultats numériques.

Le pas de temps de calcul est de 4 heures.

II.3.2 Le maillage

Le bassin versant de la Leysse est, pour les besoins de la modélisation distribuée, découpé en 1 222 parcelles carrées. Chaque maille ainsi définie mesure 500 mètres de côté. Ce réseau constitue la grille de calcul de notre modèle (cf. II.2, p. 45).

II.3.3 La topographie

La topographie utilisée est présentée sur la figure II.2 (p. 45). Les altitudes ont été déduites des cartes IGN au 25 000^{ème}. Quelle que soit la précision des valeurs d'origine, la détermination et l'implémentation de la topographie dans le modèle constituent une source d'imprécision pour deux raisons.

En attribuant une altitude unique pour chaque maille d'une surface de 25 ha, une erreur est indéniablement commise. Celle-ci est d'autant plus grande que le relief est localement marqué.

Par ailleurs, la carte topographique obtenue de cette manière n'est pas toujours adaptée pour le modèle. En effet, attribuer une valeur représentative de l'altitude de la maille conduit parfois à produire des « points bas ». Cela signifie que certaines mailles ont une altitude plus élevée que celles qui se situent à l'amont sur le terrain. Cette situation n'est en général pas du tout représentative des situations observées ; c'est pourquoi, elle doit être corrigée, afin d'éviter une accumulation non réaliste d'eau sur le bassin. Cette correction constitue une seconde source d'imprécision.

II.3.4 La température

Les températures ont été réparties sur le bassin en fonction de l'altitude. Six zones ont été retenues : (230-300 m, 300-700 m, 700-1000 m, 1000-1300 m, 1300-1500 m, 1500-1850 m) ; elles tiennent compte de l'altitude et de la localisation des stations de mesures (cf. § I.6.2.1, p. 31).

La température de chacune des tranches d'altitude est déterminée selon les cas :

- par les observations, si la tranche contient une station de mesure ;
- par l'interpolation ou l'extrapolation de la température en fonction de l'altitude et à partir des stations existantes, dans le cas contraire.

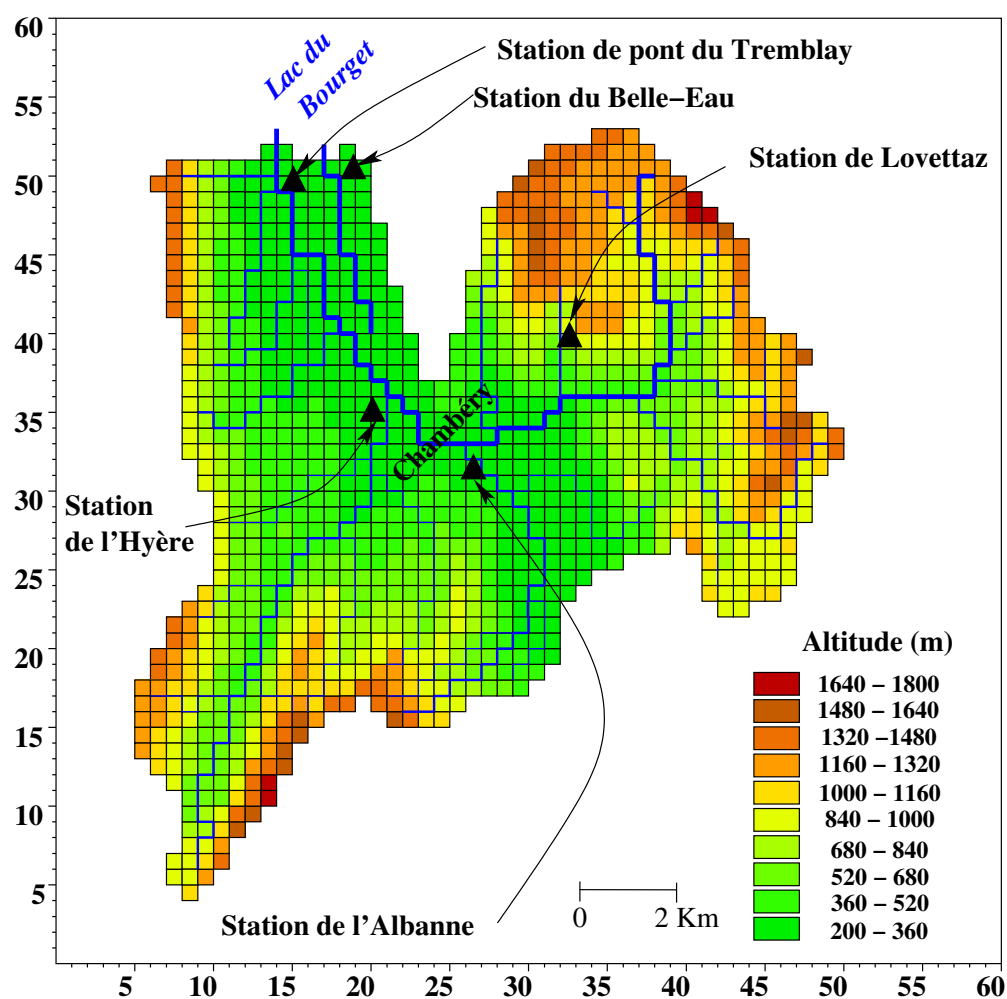


FIG. II.2 – Maillage, topographie et réseau hydrographique du modèle de la Leyse et principaux points de calage.

II.3.5 Les conditions aux limites

Les conditions aux limites du modèle sont les suivantes :

- le substratum est imperméable ;
- les frontières latérales sont imperméables.

Une exception est à signaler cependant : deux terrains karstiques (bassins de la Thuile et de Fontaine Froide (cf. I.3.1, p. 12)) drainent de l'eau hors du bassin.

Hormis ces exceptions, les exutoires du modèle sont constitués uniquement des cours d'eau de la Leysse et du Belle-Eau. Ils se jettent dans le lac du Bourget dont la hauteur d'eau est connue et imposée. Celle-ci constitue la condition limite aval de ces deux cours d'eau.

II.3.6 Les conditions initiales

Les conditions initiales des simulations sont obtenues en mettant en oeuvre un calcul de longue durée (10 ans environ) utilisant les données disponibles sur la période 1989 — 1999 pour un jeu de paramètres donnés. Cette simulation d'initialisation du modèle produit des conditions hydrologiques réalistes et stabilisées qu'on injecte en tant que conditions initiales pour toutes les simulations ultérieures utilisant le même jeu de paramètres.

II.3.7 Les principaux sous-ensembles hydrologiques identifiables

Trois ensembles hydrologiques peuvent être distingués (figure II.3, p. 47) pour modéliser le bassin versant : les terrains karstiques, les terrains aquifères et, enfin, les zones où les écoulements de surface ou de sub-surface sont prépondérants.

II.4 Les terrains karstiques

II.4.1 Principe de la modélisation

Le caractère non homogène des terrains karstiques rend une modélisation hydrogéologique conventionnelle des écoulements souterrains mal adaptée.

Nous avons retenu des caractéristiques très simplifiées pour élaborer un modèle en terrains karstiques. Deux options des modules MIKE SHE de calcul de la zone non saturée (UZ) et de la zone saturée (SZ) ont été utilisées à cette fin.

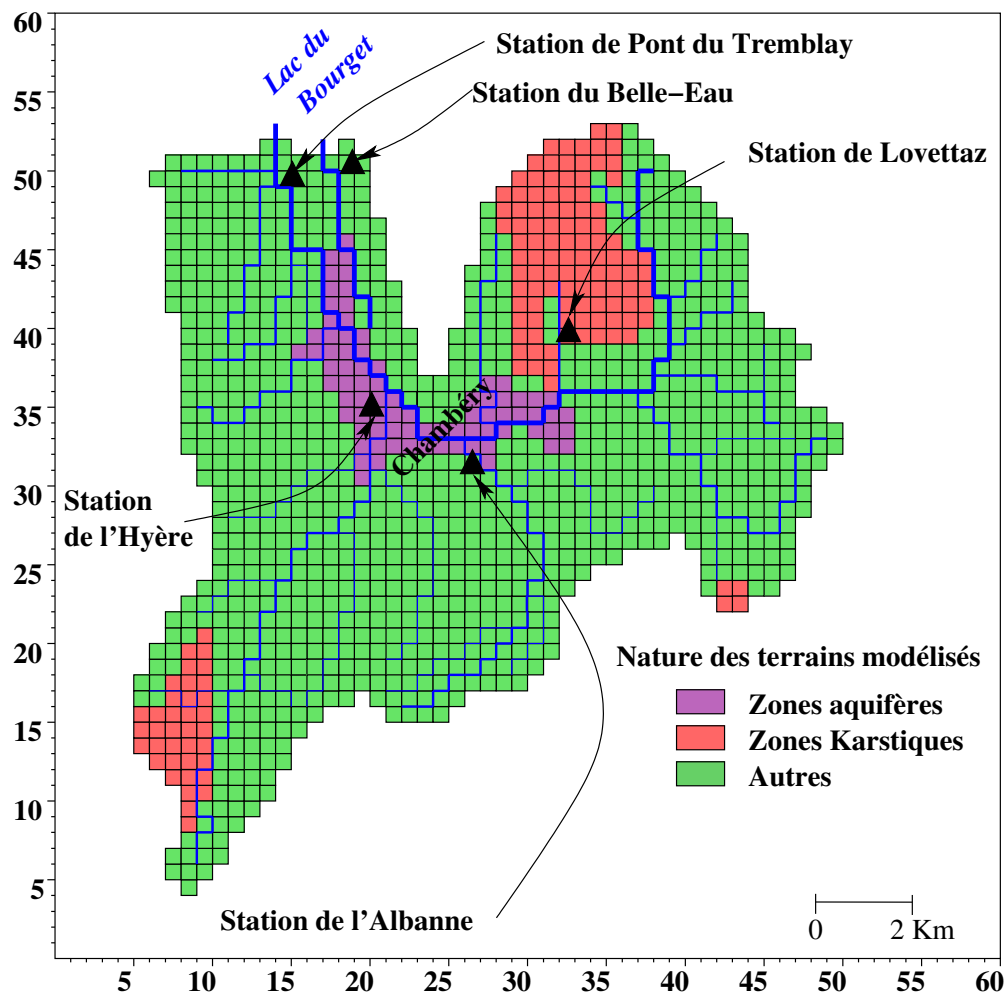


FIG. II.3 – Répartition des terrains modélisés sur le bassin versant de la Lysse.

Le module UZ offrant la possibilité de tenir compte d'écoulements préférentiels verticaux au travers de macro-pores via un « bypass », une partie de la pluie nette est acheminée directement du sol vers la zone saturée.

Le module SZ autorisant la représentation de drains agricoles, pour lesquels l'écoulement de l'eau suit la pente imposée par la limite inférieure de l'aquifère modélisée ou la pente propre aux drains, les drains ayant pour effet de transférer rapidement les eaux souterraines vers un exutoire qui peut être imposé, la possibilité de drainer une surface agricole a été détournée de sa vocation première : les terrains karstiques ont été drainés en profondeur et les eaux dirigées vers les exurgences connues ou vers l'extérieur du bassin. Un système de drainage propre à chaque sous bassin versant karstique a ainsi été défini.

La figure II.4 illustre la manière dont les phénomènes ont été appréhendés.

Les exurgences alimentent les cours d'eau de la Leyse et de la Doriaz.

II.4.2 Structure du modèle des karsts

Les paramètres principaux utilisés pour le modèle sont récapitulés dans le tableau II.1 ci-après. La part de la pluie nette transitant par le « bypass » indiquée en gras dans ce tableau, constitue la principale donnée de calage.

Paramètre	Valeur
Conductivité hydraulique horizontale (K_h) (zone saturée)	$8.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$
Conductivité hydraulique verticale (K_v) (zone saturée et zone non saturée)	$8.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
Coefficient d'emménagement (zone saturée)	0,1
Part de la pluie nette transitant par le « bypass »	50 %

TAB. II.1 – Principaux paramètres du modèle des karsts.

Le substratum des karsts, ainsi que les frontières latérales sont supposées imperméables.

Comme nous l'avons vu précédemment, les bassins versants alimentant les exurgences de la Doriaz et de Bout du monde s'étendent au-delà des limites du bassin versant topographique (cf. figure I.5 p. 15 du chapitre I). Aussi, pour ne pas étendre le modèle au-delà des frontières de celui-ci et pour maintenir un bilan en eau équilibré, la hauteur des précipitations sur ces deux bassins d'alimentation a été augmentée au prorata des surfaces réelles qui alimentent la résurgence.

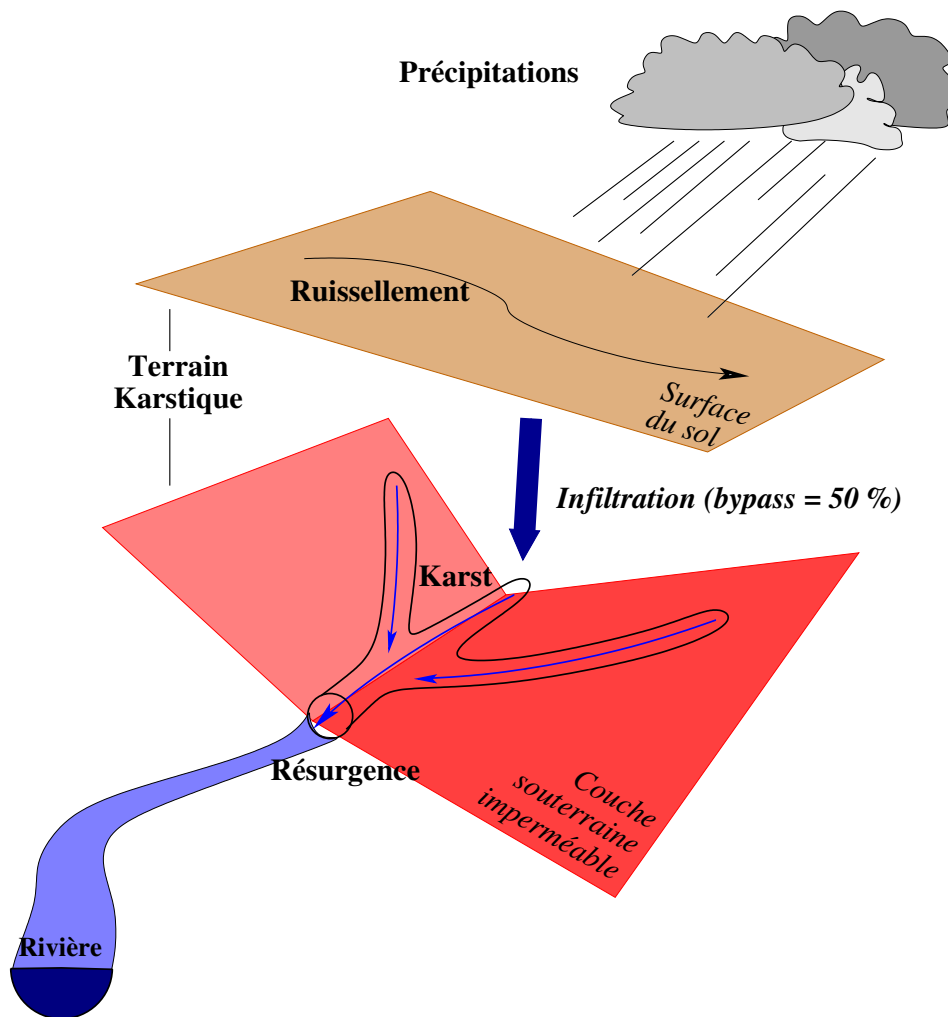


FIG. II.4 – Principes utilisés pour modéliser les écoulements en terrain karstique.

Si cet artefact rétablit le bilan en eau du bassin, il a cependant ses limites en terme de transfert d'eau. Il se traduit, en effet, pour les surfaces concernées (respectivement 4 % et 2 % environ du bassin versant pour la Doriaz et pour Bout du Monde) par un accroissement de la quantité d'eau qui les arrose. D'un point de vue hydrodynamique, l'impact de ces précipitations plus intenses est ténu, puisque les écoulements sont, dans le cas des karsts, paramétrés pour être très rapides et pour que l'eau ne soit pas stockée dans le sol.

Pour le modèle des karsts, la proportion de la pluie nette qui transite par le « bypass » a été utilisée comme paramètre de calage.

II.4.3 Résultats

Nous ne disposons pour valider cette partie du modèle que d'une chronique de 3 mois (de septembre 1975 à novembre 1975) (Lemordant, 1977). De plus d'autres données ont une influence significative, en particulier les températures qui ne sont pas disponibles (pour l'estimation de l'ETP en particulier). Il est précisé uniquement s'il a neigé à 1100 m d'altitude (altitude de mesure des précipitations). La figure II.5 (p. 51) présente les chroniques observées et simulées à l'aval proche de la résurgence de la Doriaz.

La courbe en vert de la figure II.5 (p. 51) correspond au débit simulé avec une proportion de « bypass » égale à 50 % et celle en rouge représente la chronique observée. Les débits calculés sont dans la plupart des cas surestimés.

Trois raisons peuvent être invoquées :

1. La première est un biais inhérent à la structure du modèle tel que nous l'avons défini. La simplification la plus drastique a consisté à transférer une part de la pluie nette (50 %) au travers de la zone non saturée. L'estimation de ce rapport constitue une source d'imprécision.
2. La seconde tient à la détermination de l'extension du bassin versant de l'exurgence. La nature souterraine de celui-ci rend l'évaluation de sa surface imprécise et par conséquent, les débits qu'il génère également imprécis.
3. Enfin, la troisième raison est liée à la neige dont la présence est seulement « signalée » dans la base de données à l'altitude de mesure des précipitations (1 100 m). Les températures des trois mois d'observation ont, semble-t-il, été assez rigoureuses pour que la neige apparaisse dès la mi-octobre 1975 sur le plateau du Mont Revard. À titre d'exemple, l'épisode de la mi-octobre 1975 se déroule en deux phases. Au cours du premier événement la neige a couvert la partie du bassin étudié (dans ce cas, nous avons tenu compte du type de précipitations au travers d'une chronique de températures fictive). Le second épisode, en revanche, est tombé sous forme de pluie.

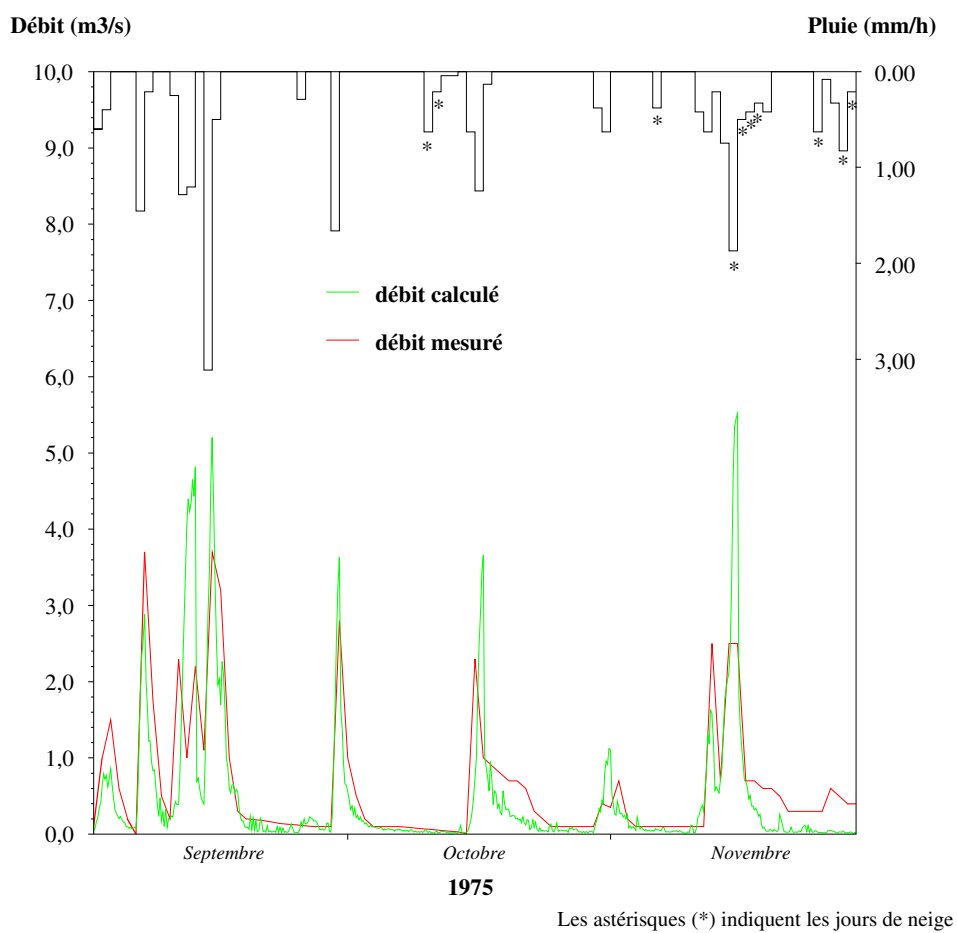


FIG. II.5 – Pluviométrie et débits calculés et mesurés à la station de Lovettaz (pour un coefficient de « bypass » de 0,5).

La première phase de l'événement ne donne lieu à aucun accroissement de débit à la station considérée, phénomène parfaitement reproduit. En revanche, le second s'accompagne d'un fort accroissement des débits simulés et de durée limitée, alors que les observations montrent un étalement plus marqué de la période de débits élevés. Dans le second épisode, le débit est le résultat de la fonte progressive de la neige tombée au cours de la première phase. Ce phénomène n'est pas retranscrit par le modèle faute d'une chronique fiable de la température.

Les courbes observées et simulées présentent un certain nombre de similitudes remarquables, étant donnée l'atypie du régime hydrologique karstique. À ce sujet, trois points doivent être soulignés :

1. La concomitance dans le temps des pics de crue montre que la structure simule convenablement les temps de transferts de l'eau. Notamment, dans la première partie du graphe (jusqu'à la mi-octobre, période durant laquelle les débits ne sont pas influencés par les chutes de neige), l'apparition et la durée des crues sont modélisées sans décalage horaire.
2. Les décrues simulées suivent les courbes de décroissance des débits observées : la courbe de ressuyage des crues à la fin des épisodes de pluie est convenablement simulée.
3. Enfin, la différence entre les volumes d'eau calculés et mesurés est d'environ 13 %, ce qui est inférieur à l'imprécision des mesures.

Notons que, sur toute la période considérée (septembre 1975 — octobre 1975), le coefficient de corrélation entre les deux courbes est supérieur à 0,6. De plus, le coefficient de Nash ([Nash et Sutcliffe, 1970](#)) est de 0,38.

II.4.4 Sensibilité du modèle des karsts aux paramètres du « bypass »

Bien que la chronique de débits observés et les données d'entrée du modèle disponibles ne soient pas très précises, la sensibilité du modèle à la proportion de l'eau transférée par le « bypass » a été testée. Sur la figure [II.6](#) (p. 53), les pourcentages affichés sur le graphique correspondent à la part de pluie nette transférée via le « bypass » du modèle.

Lorsque toute la pluie est forcée d'emprunter la zone non saturée pour rejoindre la zone saturée (« bypass » = 0), les débits obtenus à la sortie des terrains karstiques ne sont pas représentatifs de la réalité observée. Les débits constatés lors des événements pluvieux correspondent à ceux d'un bassin versant restreint et le milieu souterrain n'en est pas

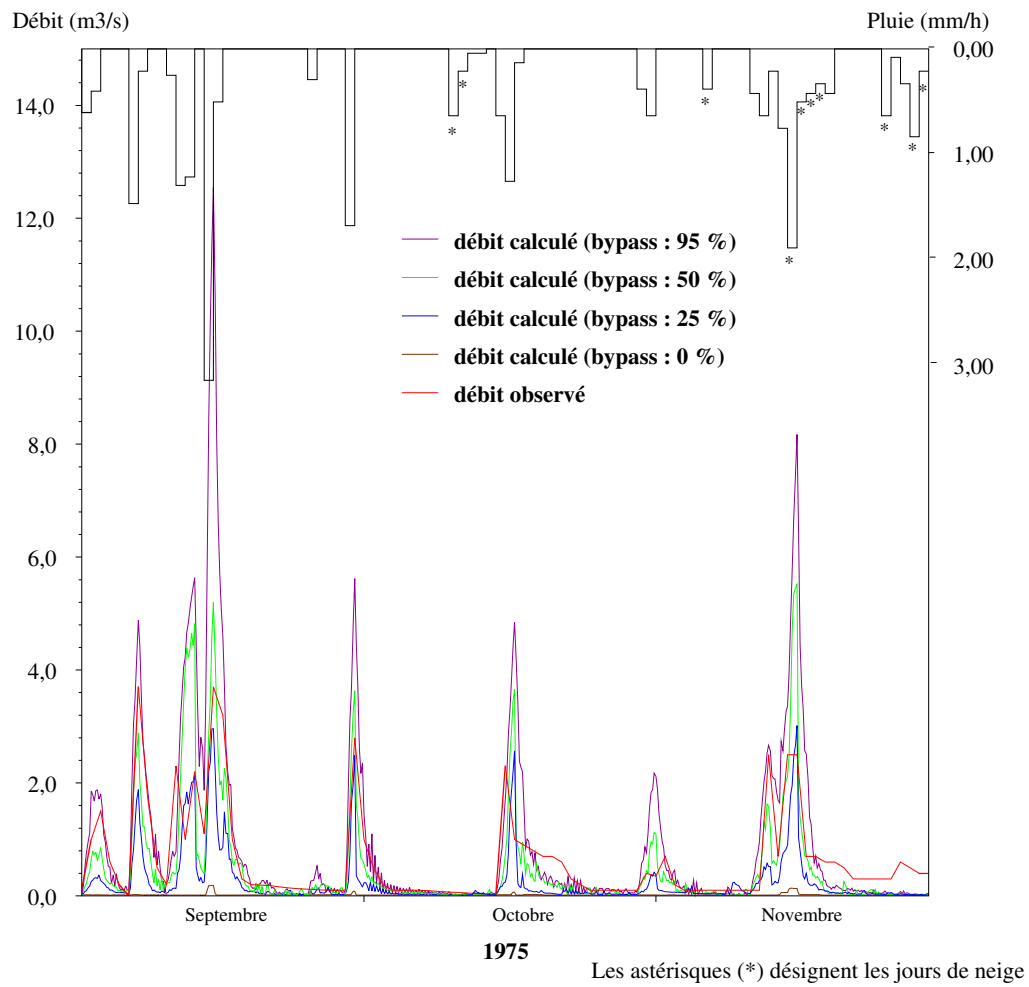


FIG. II.6 – Débits en aval de la Doriaz obtenus pour 4 proportions de pluie transférée directement au travers du sol par « bypass ».

à l'origine. Cette courbe montre l'importance des choix de la structure du modèle pour représenter les débits à la sortie des terrains karstiques.

Les débits générés par le modèle pour des proportions faibles (inférieures à 50 %) de pluie qui traverse la zone non saturée via le « bypass » sont systématiquement plus faibles que les débits observés. Les autres courbes (50 % ; 95 %) montrent également l'influence de ce paramètre sur la genèse des débits karstiques simulés par le modèle. Celle qui présente le meilleur ajustement aux observations selon le critère de Nash ([Nash et Sutcliffe, 1970](#)) correspond à une proportion de pluie égale à 0,5 de la pluie totale.

En revanche, lorsque la pluie transite par le « bypass » (courbe violette — 95 %), les débits sont surestimés. Cette simulation ne rend pas compte de l'humidification, ni, par conséquent, de la reprise de l'eau du sol par l'atmosphère. À titre de comparaison, le stockage d'eau dans 30 cm de sol correspond en ordre de grandeur à plus de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ d'eau dans la Doriaz pendant une journée.

II.4.5 Conclusions, pertinence du modèle des karsts

Le logiciel MIKE SHE n'est pas conçu pour modéliser directement une réponse hydrologique de type karstique. À ce jour, aucun autre exemple de modélisation de terrains karstiques n'a été effectué, à l'aide du logiciel MIKE SHE. Cependant, les outils qu'il fournit, déviés de leur fonctionnalité d'origine nous ont permis de considérer cette spécificité du bassin versant de la Leyse.

Notre modèle montre à quel point il est crucial de connaître la délimitation des bassins associés aux exurgences pour parvenir à une telle entreprise. Mais surtout, les résultats rappellent l'importance de tenir compte, même sommairement, de la zone non saturée du sol.

II.5 Zones à écoulement de surface ou de sub-surface prépondérant

Ce paragraphe traite des terrains du bassin versant de la Leyse qui ne sont ni karstiques, ni aquifères. Ce mode de fonctionnement hydrologique couvre la majeure partie de la surface du bassin (plus de 80 % des surfaces modélisées).

II.5.1 Zones concernées

Les terrains à écoulement de surface ou de sub-surface prédominant sont, d'un point de vue géographique (situation, occupation du sol) et géologique, très hétérogènes. Cependant, leur fonctionnement hydrologique est similaire. Trois principaux types de terrains peuvent être distingués.

1. Certains terrains karstiques entrent dans cette catégorie mais sont distincts de ceux décrits au paragraphe précédent (cf. § II.4, p.46). Ils se caractérisent par un réseau de karsts qui génère un écoulement souterrain rapide suivant la pente topographique. Ces terrains encadrent pour l'essentiel le bassin à l'est (sous-bassin du Ternèze principalement (Zamolo, 1980)) et à l'ouest (Mont du Chat (Guigon, 1976)) (cf. figure I.2 du chapitre I, p. 10). Le fonctionnement de ces zones est équivalent à un terrain imperméable sur lequel les eaux ruissellent.
2. La cluse de Chambéry, à l'amont du bassin versant, est constituée d'une faible épaisseur de remblais morainiques qui repose sur un substratum peu profond. Les eaux s'y écoulent essentiellement par ruissellement ou par écoulements hypodermiques.
3. Enfin, l'aval du bassin versant de la Lysse, entre la zone aquifère et le lac du Bourget, a un sous-sol constitué essentiellement d'argile. Celui-ci est gorgé d'eau, mais les écoulements souterrains sont négligeables au point qu'il n'y a pas d'échange significatif entre le lac et la nappe chambérienne. De plus, ces surfaces sont drainées par de nombreux fossés. Ainsi, l'essentiel des pluies qui y tombent ruissellent vers le réseau hydrographique de surface.

La figure II.3 (p. 47) présente la répartition des terrains concernés dans le modèle.

II.5.2 Principes et hypothèses de modélisation

Les zones concernées par des écoulements de surface ou de sub-surface rapides (réponse du débit à une pluie en quelques heures) ont été modélisées de la manière suivante :

- le substratum (qui limite en profondeur le modèle) se situe 1 m en dessous de la surface du sol ;
- l'épaisseur de sol modélisée abrite à la fois la zone saturée et la zone non saturée, c'est-à-dire que, sur toute la profondeur, le sol peut être, selon les cas, saturé jusqu'à la surface ou insaturé jusqu'au substratum, toutes les situations intermédiaires étant possibles.

Ainsi modélisée, cette épaisseur se remplit d'eau grâce aux écoulements d'abord verticaux de la zone non saturée puis horizontaux ensuite dans la zone saturée sous-jacente.

Cette architecture permet de rendre compte d'écoulements de sub-surface et ainsi de simuler des écoulements rapides hypodermiques et le ruissellement éventuel.

Les paramètres principaux qui ont été utilisés sont récapitulés dans le tableau II.2 ci-après, la conductivité hydraulique horizontale de la zone saturée, en gras dans ce tableau, constitue le principal paramètre de calage.

Paramètre	Valeur
Conductivité hydraulique horizontale (K_h) (zone saturée)	$4.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$
Conductivité hydraulique verticale (K_v) (zone saturée et non saturée)	$1.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
Coefficient d'emménagement (zone saturée)	0,05

TAB. II.2 – *Principaux paramètres du modèle des terrains à écoulements de surface et de sub-surface prépondérants.*

Les conditions aux limites de ces zones peuvent être de deux types :

- imperméables (mailles limites du bassin ou limites de zones karstiques telles que décrites précédemment (cf. § II.4, p. 46)) ;
- en équilibre piézométrique avec les mailles aquifères (mailles jouxtant une zone aquifère (cf. § II.6, p. 58)).

II.5.3 Résultats de la modélisation

Parmi les cours d'eau qui coulent sur des terrains où les écoulements de surface et de sub-surfaces sont prépondérants, l'Albanne est le plus significatif. Cette rivière est équipée d'une station de mesure des débits, non loin de sa confluence avec la Leyse. Les résultats correspondants sont décrits dans ce paragraphe. La figure II.7 (p. 57) présente les débits simulés et observés au cours de l'année 1996.

Les deux chroniques varient simultanément, les crues et les décrues coïncident dans le temps. D'autre part, la hauteur des pics de crue est correctement simulée, le coefficient de corrélation entre les deux courbes est supérieure à 0,65 et le coefficient de Nash vaut 0,42.

De par sa structure, le modèle de ces zones stocke une partie des eaux dans l'épaisseur du sol. Cette eau est restituée, apportant au cours d'eau son débit de base. Le paramètre sensible dans ces zones est, par conséquent, la conductivité hydraulique horizontale de la

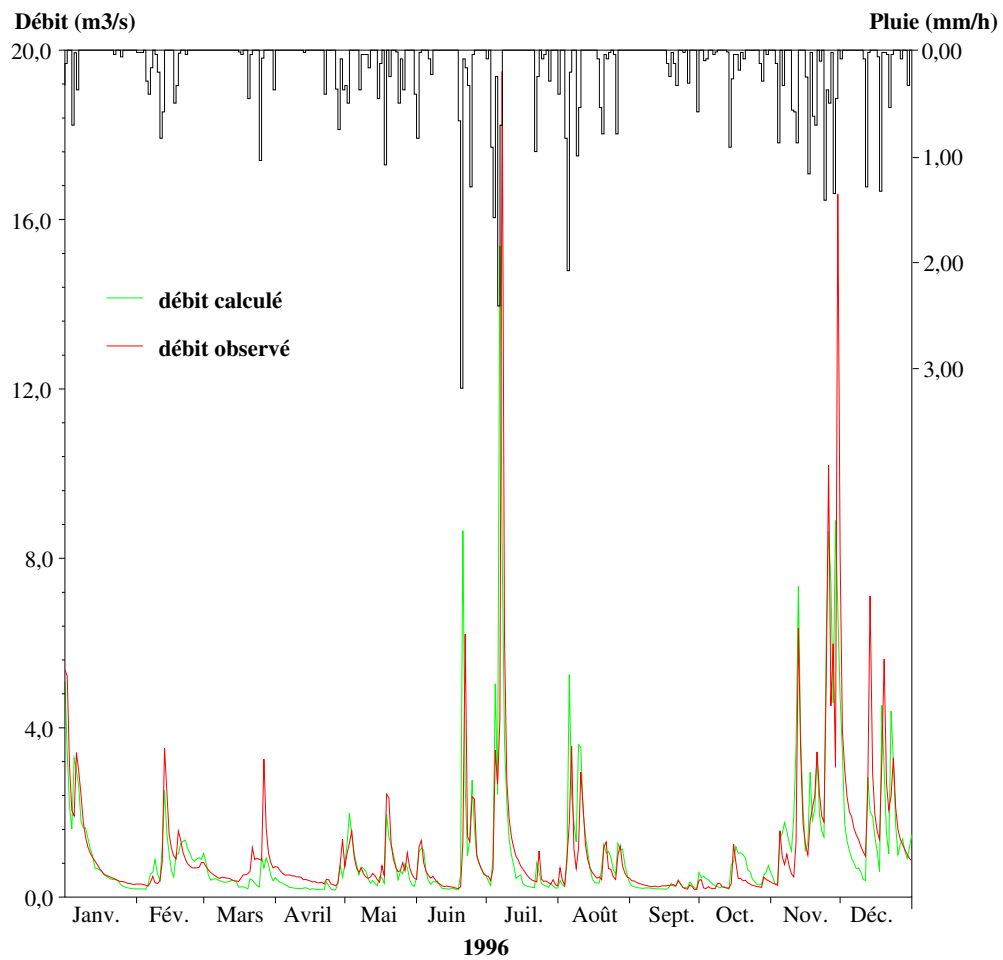


FIG. II.7 – Débits observés et simulés de l’Albanne non loin de sa confluence avec la Leyse.

zone saturée qui conditionne le stock d'eau emmagasinée dans le sol et sa restitution dans les eaux de surface.

II.5.4 Sensibilité à la conductivité hydraulique

La figure II.8 (p. 59) présente les débits simulés de l'Albanne pour différentes valeurs de la conductivité hydraulique horizontale à saturation du sol.

Lorsque la conductivité hydraulique à saturation du sol est faible ($4.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$), le débit lors des périodes sans pluie est sous-estimé. Toute l'épaisseur de sol reste saturée, le milieu ne cède pas suffisamment d'eau à la rivière et le débit de base n'est plus assuré.

En revanche, lorsque la conductivité hydraulique est plus élevée ($4.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$), l'épaisseur poreuse modélisée ne joue plus convenablement le rôle de tampon. Les eaux de pluie emmagasinées sont violemment restituées au milieu, ce qui crée un surcroît de débit lors des périodes humides et un déficit après une période sèche.

La conductivité horizontale à saturation du sol retenue pour le modèle est la valeur intermédiaire $4.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$.

II.5.5 Conclusion de la modélisation des terrains à écoulements de surface ou de sub-surface prépondérants

La schématisation de ces zones par MIKE SHE représente les phénomènes prépondérants du milieu à savoir des écoulements rapides de surface et de sub-surface.

Les résultats de la modélisation sont voisins des valeurs observées, ce qui valide cette partie du modèle. Le coefficient de corrélation entre la courbe observée et la courbe calculée est supérieure à 0,66 et le coefficient de Nash est égal à 0,42 ce qui confirme le bon comportement de ce dernier.

II.6 Zones aquifères

Nous avons vu précédemment que l'amont de la nappe (au niveau de Chambéry) est à surface libre, tandis qu'à l'aval (au niveau de la Motte-Servolex) cette dernière est confinée (cf. § I.3.2, p. 16). Les figures II.3 (p. 47) et II.9 (p. 60) présentent respectivement la localisation des zones aquifères sur le bassin et l'extension des nappes libre et confinée modélisées.

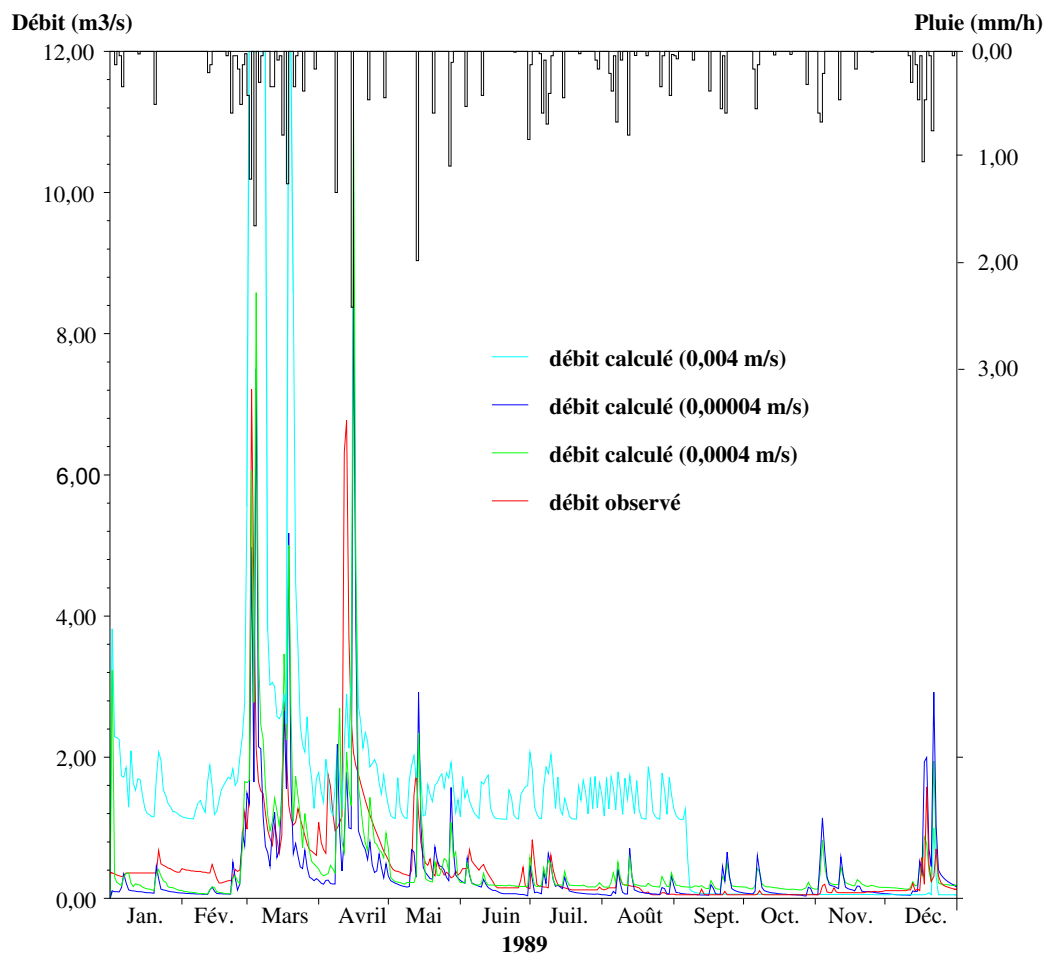


FIG. II.8 – Débit de l'Albanne pour différentes valeurs de la conductivité hydraulique à saturation du sol (m.s^{-1}).

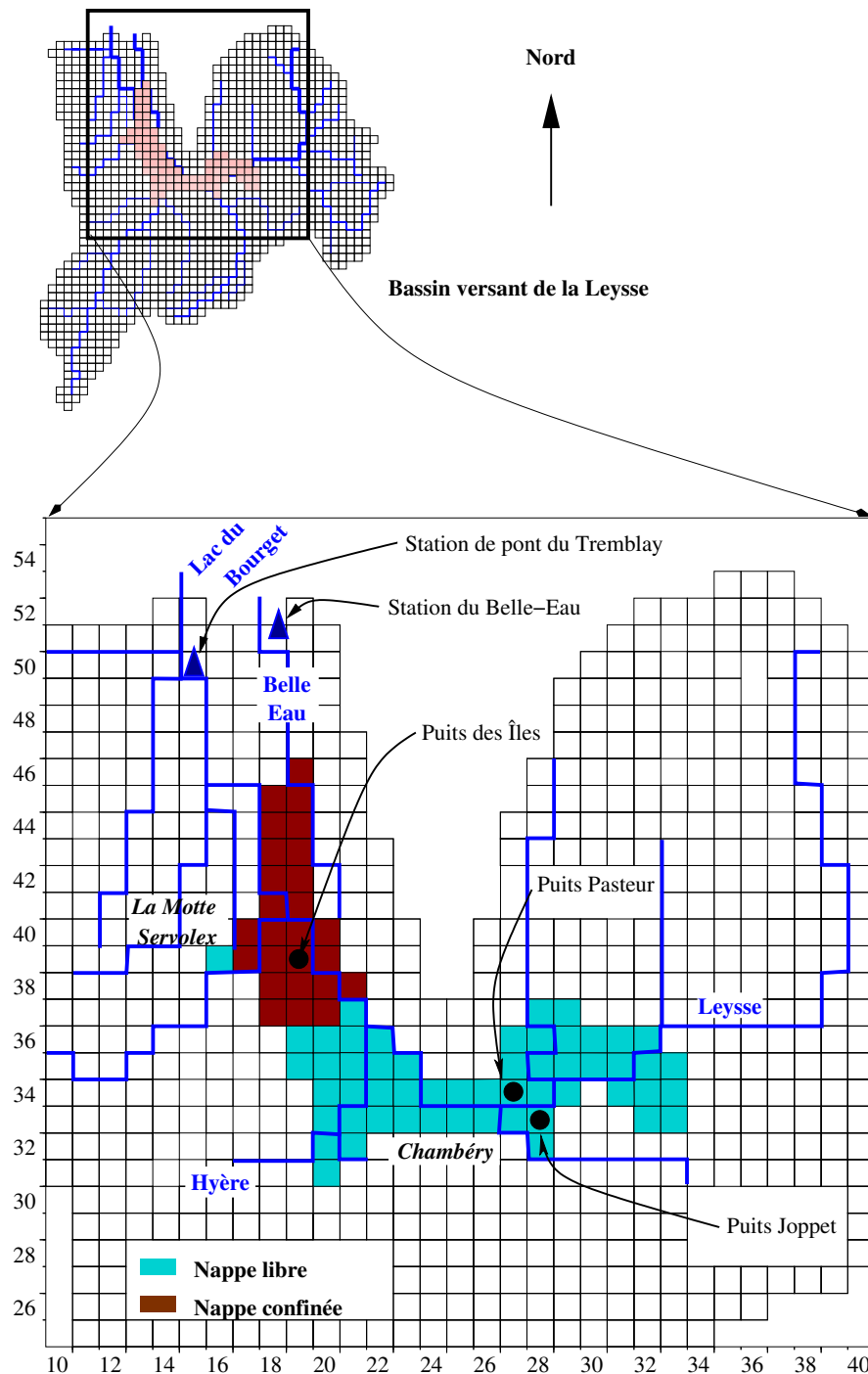


FIG. II.9 – Extension et situation des nappes libre et confinée sur le bassin versant de la Leyse, localisation des principaux points de mesure.

II.6.1 Principe de la modélisation

Au paragraphe I.3.2.2 du chapitre I (p. 16), les mécanismes permettant la formation de couches aquifères ont été détaillés. Ils conduisent à une stratification plus ou moins grossière du milieu géologique et donc de ses propriétés hydrodynamiques. La méconnaissance de l'extension spatiale de ces couches nous a amené à ne tenir compte que d'une couche aquifère homogène du point de vue des propriétés hydrodynamiques. Cette simplification restreint, en outre, le nombre de paramètres du modèle.

La profondeur de la mono-couche ainsi définie est variable. Son extension verticale tente de concilier la connaissance de la profondeur du substratum et les gradients piézométriques de la nappe tels qu'ils sont observés en certains points de mesure. Le substratum est supposé imperméable dans le modèle.

Latéralement, la couche aquifère est limitée par des terrains à écoulements de surface et de sub-surface prépondérants.

II.6.1.1 La nappe à surface libre

Certains cours d'eau et plus particulièrement la Leysse et l'Hyère, alimentent significativement la nappe à surface libre (cf. § I.3.3.1, p. 19). Les flux d'eau correspondants sont cependant mal connus au cours des saisons.

La partie supérieure de la nappe libre, à l'est de Chambéry (cf. figure II.9 (p. 60) est modélisée de telle sorte que la hauteur de l'eau des rivières et, *a fortiori*, leur fond se situent au dessus de la surface piézométrique afin de créer un gradient des rivières vers la nappe. Ce gradient force une partie des eaux concernées à s'écouler vers la nappe.

La partie inférieure de la nappe à surface libre (à l'ouest de Chambéry) est en équilibre avec la Leysse. De plus, elle alimente la partie confinée de l'aquifère.

Les volumes d'eau prélevés dans la nappe libre par le Service des Eaux de l'agglomération de Chambéry aux puits Pasteur et Joppet sont pris en compte dans le modèle.

Les paramètres principaux retenus pour décrire la nappe sont rassemblés dans le tableau II.3 ci-après :

Il n'y a pas de condition aux limites latérales imposée, et en profondeur, le substratum est imperméable.

Le principal paramètre de calage est l'imperméabilisation des terrains qui surplombent la nappe.

Paramètre	Valeur
Conductivité hydraulique horizontale (K_h)	$5.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$
Conductivité hydraulique verticale (K_v)	$5.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$
Coefficient d'emmagasinement (nappe libre)	0,4

TAB. II.3 – Principaux paramètres du modèle de la nappe à surface libre.

II.6.1.2 La nappe confinée

La couche qui abrite la nappe confinée est surmontée, dans le modèle, d'une lentille (couche d'extension restreinte) de 5 m d'épaisseur. Elle est rendue imperméable par les caractéristiques de sa conductivité hydraulique ($K_h = 1 \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$; $K_v = 1 \cdot 10^{-19} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$).

La valeur du coefficient d'emmagasinement varie considérablement si la nappe est confinée ou non. Le logiciel MIKE SHE détecte lors du calcul l'état de la nappe (confinée ou non) et utilise les valeurs adéquates du paramètre¹.

La nappe alimente le ruisseau du Belle-eau par exfiltration². La nappe et le fond du lit du Belle-Eau ont été ajustés afin de reproduire ce phénomène.

Le puits des Îles prélève de l'eau dans cette partie de la nappe, les volumes extraits sont pris en compte par le modèle (ils sont connus mensuellement, comme pour les puits Pasteur et Joppet).

Les paramètres principaux retenus pour décrire cette nappe sont rassemblés dans le tableau II.4 ci-après :

Paramètre	Valeur
Conductivité hydraulique horizontale (K_h)	$6.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$
Conductivité hydraulique verticale (K_v)	$5.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$
Coefficient d'emmagasinement (condition de nappe libre)	0,4
Coefficient d'emmagasinement (condition de nappe confinée)	0,01

TAB. II.4 – Principaux paramètres du modèle de la nappe confinée.

¹Nous n'avons pas imposé directement à cette partie de la nappe d'être confinée, nous avons créé les conditions pour qu'elle le soit.

²Phénomène inverse de l'infiltration, quand l'eau suinte à la surface du sol par affleurement de nappe.

Il n'y a pas de condition imposée aux limites latérales, et, en profondeur, le substratum est imperméable. En outre, les limites externes de la nappe confinée (celles qui ne sont pas en relation avec la nappe à surface libre) sont telles qu'elles limitent au maximum les transferts d'eau.

II.6.2 Résultats du modèle

II.6.2.1 La nappe à surface libre

La hauteur piézométrique au puits Pasteur est présentée sur la figure II.10 (p. 64) ainsi que les volumes qui y sont pompés. Deux courbes supplémentaires sont représentées, les hauteurs piézométriques calculées à l'aval et l'amont de la maille du puits Pasteur.

La hauteur piézométrique simulée à l'emplacement même du puits est légèrement surestimée. Cependant les hauteurs calculées à l'amont et à l'aval du puits encadrent la valeur observée. Elles se situent environ entre 1,5 et 2,5 m au dessus ou en dessous de celle du puits. Ces valeurs sont cohérentes avec les valeurs observées des gradients piézométriques de la nappe à cet endroit (0,5 % environ) (Maillet-Guy, 1989).

La synchronisation des variations des hauteurs simulées et observées est convenable. Ainsi, les périodes de hautes eaux et de basses eaux simulées ont lieu au même moment que celles observées.

En revanche, les battements de la nappe au puits Pasteur sont calculés avec une amplitude environ deux fois trop élevée par rapport aux valeurs mesurées. Ceci est imputable aux hypothèses simplificatrices, en particulier, l'imperméabilisation des terrains à l'aplomb, l'homogénéité du milieu et la taille des mailles de calcul.

II.6.2.2 La nappe à surface libre : sensibilité à l'imperméabilisation des terrains

L'imperméabilisation de la surface influence le fonctionnement de la nappe. Les informations utilisées pour déterminer les zones imperméabilisées sont d'ordre géographique. En effet, celles-ci ont été déterminées à l'aide des cartes CORINE Land Cover (cf. figure I.8, p. I.8 au chapitre I) de couverture du sol. Les critères qui permettent de tenir compte de l'extension de ces zones ne sont pas précis du point de vue de la quantification de l'imperméabilité de la surface.

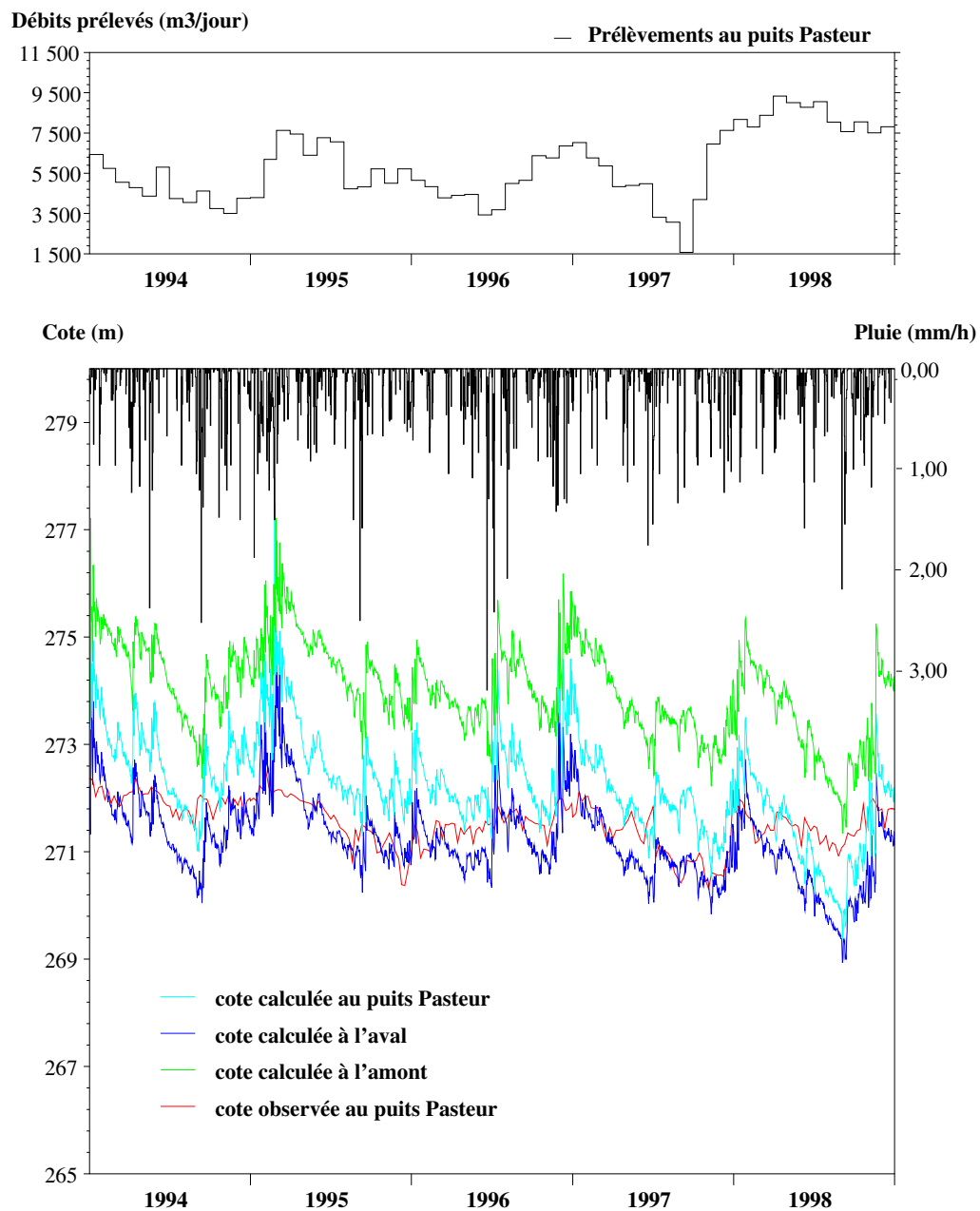


FIG. II.10 – Cotes piézométriques observées et simulées au puits Pasteur de 1994 à 1998.

La figure II.11 (p. 66) montre les résultats de simulations menées avec trois critères différents qui concernent l'imperméabilisation des surfaces. Les trois situations suivantes ont été considérées :

- aucune imperméabilisation des terrains (courbe : calculée « perméable ») ;
- imperméabilisation des zones constituées de tissus urbains continus et des zones industrielles (courbe : calculée) ;
- imperméabilisation des zones constituées de tissus urbains continus, discontinus et des zones industrielles (courbe : calculée « imperméable »).

Les simulations présentées sur la figure II.11 (p. 66) montrent que la situation retenue (courbe : Calculée) n'est pas très différente d'une situation de faible imperméabilisation urbaine. Le bassin d'alimentation du puits Pasteur est peu recouvert de zones densément urbanisées.

En revanche, sous l'hypothèse d'une forte imperméabilisation des tissus urbains discontinus, les résultats (figure II.11, p. 66) obtenus sous-estiment les cotes d'environ 5 m. Ce déficit montre que l'approvisionnement de la nappe est, pour une part, dû à l'infiltration des eaux de pluie.

In fine, la situation où seules les zones fortement urbanisées sont considérées comme imperméables donne les meilleurs résultats sur l'ensemble de la nappe et a donc été retenue.

II.6.2.3 La nappe confinée et le ruisseau du Belle-Eau

La figure II.12 (p. 67) montre les cotes piézométriques simulées à l'amont, à l'aval et à l'aplomb du puits des Îles et les cotes piézométriques observées. Celles-ci présentent des paliers et le niveau de l'eau plafonne à 250,4 m d'altitude. Cette limite témoigne d'un système qui empêche, au niveau du puits, de mesurer des hauteurs piézométriques supérieures à cette cote.

La hauteur piézométrique au niveau du puits est systématiquement surestimée d'environ 3 m. Cette exagération des valeurs simulées est à relativiser par rapport à la précision que peut fournir le modèle ; en effet, le gradient piézométrique connu est, à l'emplacement du puits, de l'ordre de 0,25 % (Maillet-Guy, 1989).

À l'instar de la nappe libre, l'amplitude du battement de la nappe confinée semble surestimée, mais le plafonnement des valeurs observées ne permet pas d'en déduire davantage.

La courbe piézométrique calculée montre des variations plus atténuées que celle observées. Ces différences ont deux origines principales :

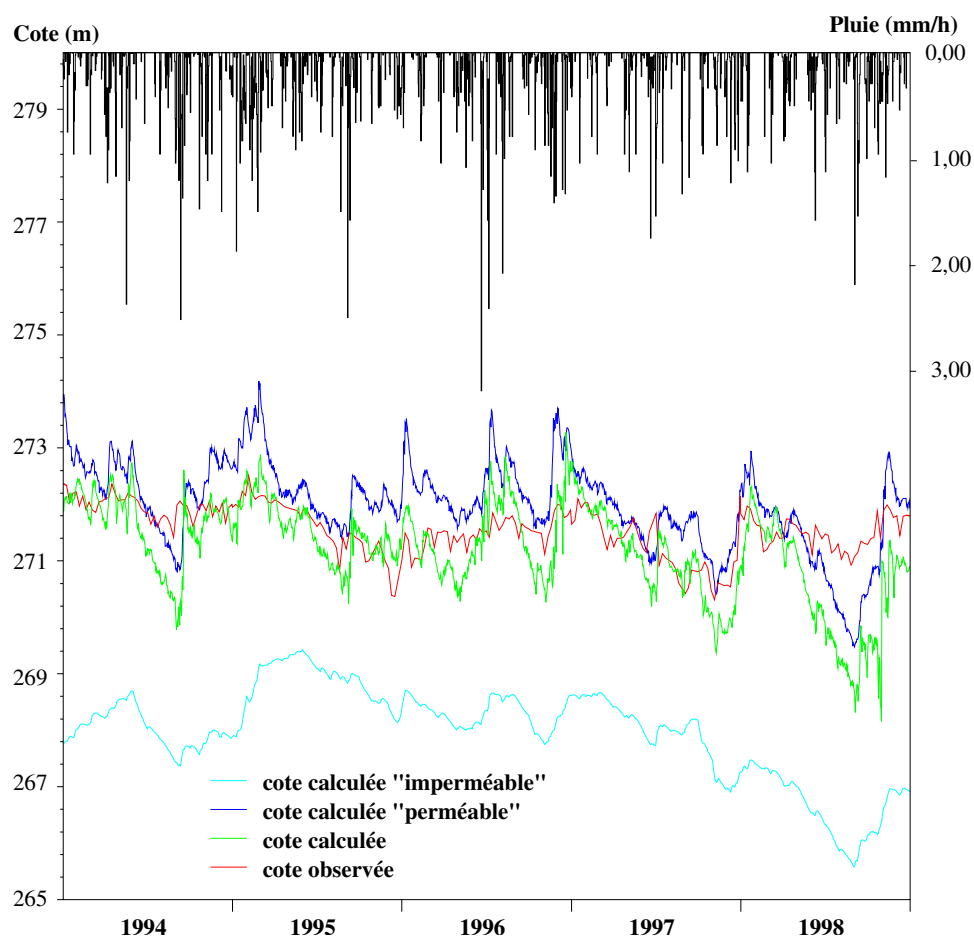


FIG. II.11 – Simulation des cotes piézométriques du puits Pasteur pour trois situations d'imperméabilisation : fortement imperméabilisé (imperméable), faiblement imperméabilisé (perméable) et une situation intermédiaire.

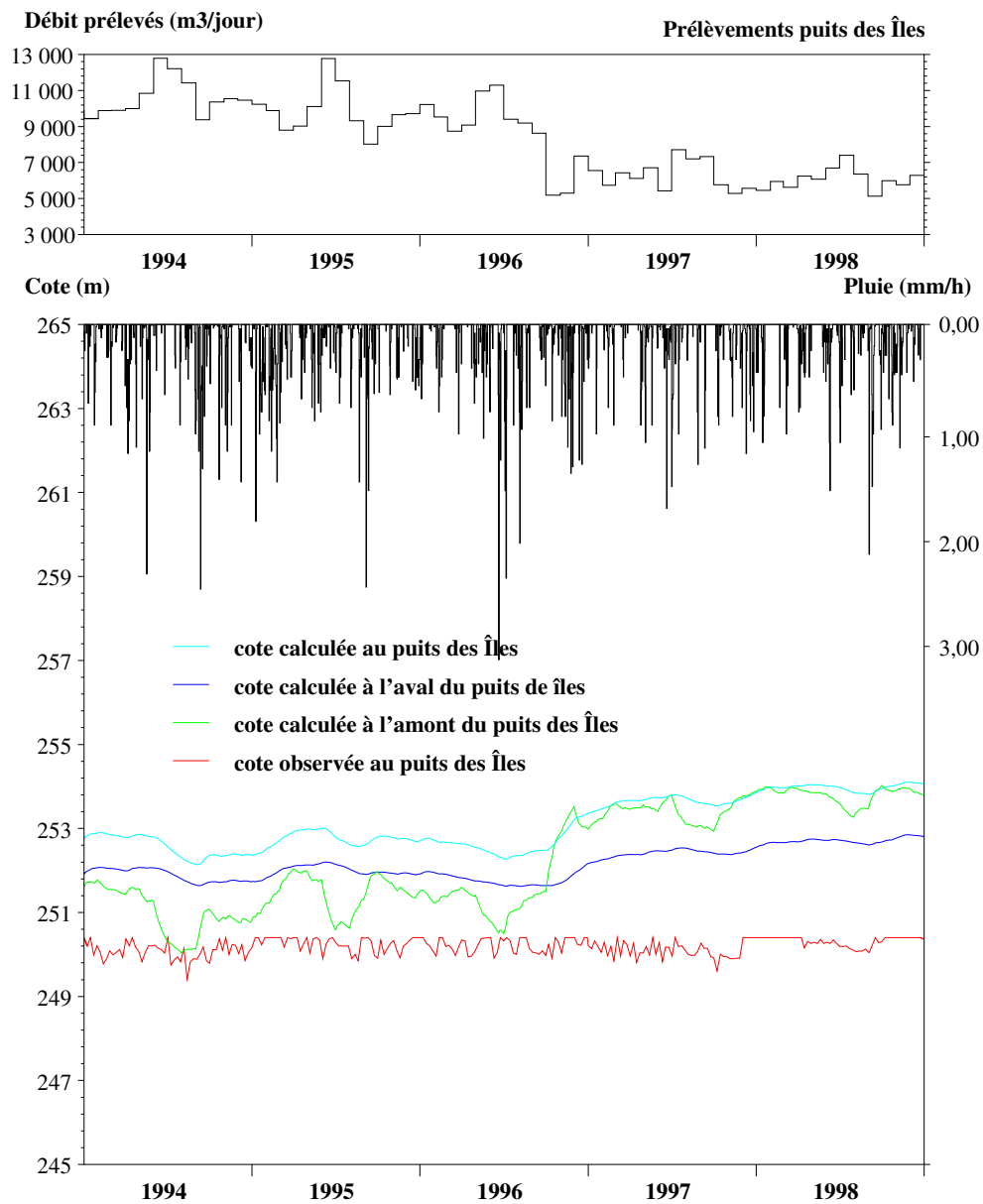


FIG. II.12 – Cotes piézométriques observées et simulées à l'aplomb du puits des Îles, dans la maille amont et dans la maille aval au point d'observation.

1. Les volumes prélevés ne sont disponibles que mois par mois. L'éloignement du point de mesure d'une alimentation directe en eau (les terrains à l'aplomb sont imperméables) explique la période nécessaire pour retrouver un niveau d'équilibre à la suite d'un pompage.
2. Il est difficile d'estimer en tout point l'épaisseur réelle de la couche d'argile qui couvre la nappe confinée. Faute d'une connaissance suffisante de celle-ci, le modèle tient compte d'une couche imperméable d'épaisseur homogène. Cette simplification ajoute de nouvelles imprécisions qui expliquent en particulier les différences entre les valeurs simulées et observées.

Enfin, le ruisseau du Belle-Eau est l'exutoire naturel de la nappe confinée (cf. I.3.3.2, p. 19). Ce petit cours d'eau témoigne donc des flux qui transitent au travers de la nappe. La figure II.13 (p. 69) présente les débits observés et calculés du Belle-Eau.

La courbe des débits observés montre que le Belle-Eau a un débit de base compris entre 200 et 300 l.s⁻¹, attribuable aux fuites de la couche aquifère.

La représentation convenable du débit de base du Belle-Eau par le modèle est un gage de bonne représentation des transferts d'eau dans cette partie du bassin.

II.6.3 Conclusion

Le modèle de nappe a été simplifié en une mono-couche aux propriétés hydrodynamiques homogènes. Cette couche est continue de la partie supérieure où elle abrite la nappe libre jusque dans sa partie inférieure où celle-ci est confinée. Dans la partie inférieure, la nappe, confinée et artésienne, « fuit » dans le ruisseau du Belle-Eau.

Si les résultats quantitatifs en terme de hauteur piézométrique sont mésestimés (bien que compris dans la marge d'erreur induite par la taille des mailles choisies sur le bassin), la cohérence et les flux globaux d'eau en son sein sont conservés.

II.7 Modélisation de l'ensemble du bassin versant de la Laysse

La station du pont du Tremblay (cf. figure II.2, p. 45) permet de connaître les débits observés dans la Laysse non loin de l'exutoire du bassin.

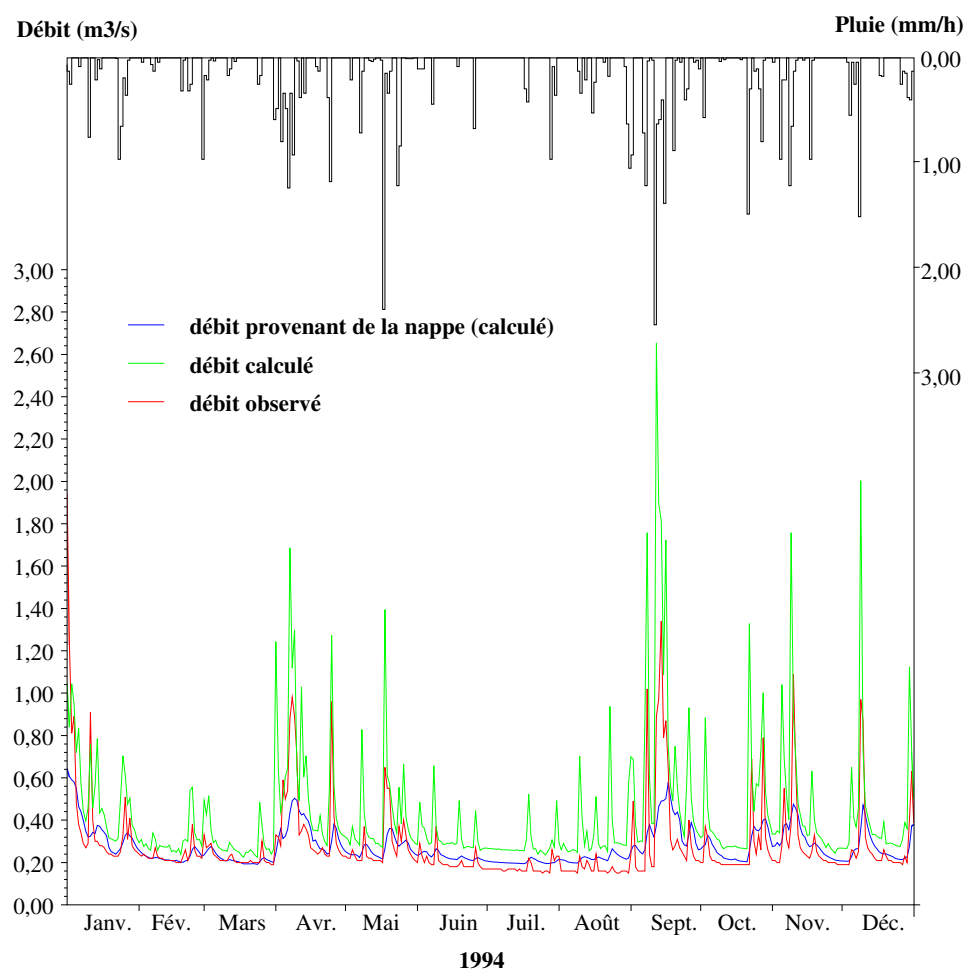


FIG. II.13 – Débit observé, débit calculé et part du débit provenant de la nappe confinée dans le ruisseau du Belle-Eau.

Les résultats obtenus par le modèle à cet endroit témoignent des simulations des compartiments hydrologiques décrits dans les paragraphes précédents et intègrent ceux qui ont été omis.

II.7.1 Résultats obtenus à l'exutoire

La figure II.14 (p. 71) illustre la fidélité des débits au pont du Tremblay, obtenus à l'aide du modèle par rapport aux observations.

Les deux chroniques sont synchrones. La crue apparaît simultanément sur les deux courbes. De même, la décrue, si elle montre de légers décalages quantitatifs, n'en suit pas moins une décroissance similaire, ce qui témoigne du réalisme de la simulation du ressuyage du bassin.

Cependant, une différence apparaît au début de l'automne, au plus fort de l'étiage. Les transferts d'eau de la rivière vers la nappe sont sous-estimés pendant cette période. En effet, pour des raisons numériques, le logiciel ne peut pas « assécher » complètement la rivière ; cette contrainte imposée par le code de calcul ne correspond pas toujours à la réalité.

Les pics de crue sont parfois mal représentés par le modèle. Les différences entre les amplitudes proviennent de plusieurs origines et sont principalement imputables au pas de temps d'observation des pluies (voir § II.7.2, p. 70, ci-après).

Les débits simulés au pas de temps journalier et les débits observés sont corrélés à plus de 77 % pour l'année présentée (1997) et le coefficient de Nash est de 0,39 sur cette période. Le coefficient de corrélation entre les deux séries de débits au Pont du Tremblay s'élève à 70 % sur les périodes du 1^{er} janvier 1989 au 1^{er} décembre 1992 et du 10 février au 1^{er} octobre 1999 pour lesquelles les observations sont disponibles. Le coefficient de Nash calculé sur ces périodes vaut 0,31.

II.7.2 Sensibilité du modèle au pas de temps d'observation de la pluie

Le temps de concentration du bassin versant de la Leysse est estimé entre 8 et 32 h selon les méthodes utilisées (méthodes de Giandotti, Passini, Kirpich et du rectangle équivalent) (Morena, 2000). Or, les observations de la pluie ne sont disponibles qu'à un pas de temps journalier, ce qui peut se révéler insuffisant pour reproduire par la simulation un pic de crue. Bien que la reproduction des pics de crue ne figure pas comme objectif de notre étude *stricto sensu*, elle n'en témoigne pas moins d'une qualité certaine de la simulation des transferts sur le bassin.

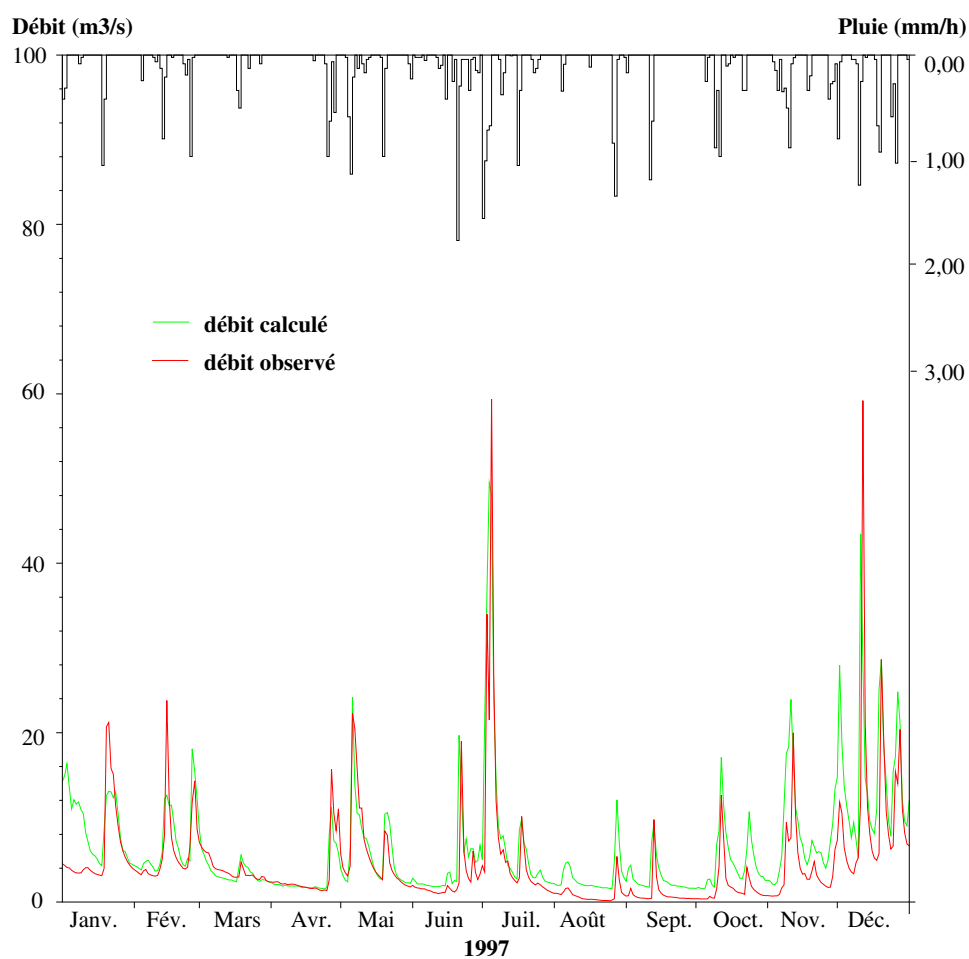


FIG. II.14 – Débits observés et simulés de la Leyse, au pont du Tremblay.

Des observations de pluies fournies par le S.I.C.E.C. (Syndicat Intercommunal des Cours d'Eau Chambériens) à un pas de temps horaire ont permis de vérifier la sensibilité du modèle de la Leysse à la fréquence de ces mesures. La figure II.15 (p. 73) présente simultanément les débits mesurés chaque jour au pont du Tremblay et les débits calculés à un pas de temps horaire en utilisant la chronique disponible.

Les débits simulés au pic des crues sont surestimés ; de plus, les événements sont en décalage, la simulation produit les événements avec retard. Ces décalages ont deux origines principales :

- le paramétrage du modèle lui-même : ce dernier a été effectué avec les chroniques disponibles : les pluie moyennes journalières. Le paramétrage est influencé par les observations utilisées et ne correspond plus au paramétrage optimal (celui obtenu avec des données de pluie journalière).
- l'hétérogénéité spatiale des pluies est moins bien estimée qu'avec les données journalières, dans le cas du pas de temps horaire.

En revanche dans ce cas encore la courbe simulée, de ressuyage du bassin montre une bonne corrélation avec les valeurs observées.

II.7.3 Sources d'imprécision du modèle

La simulation de l'ensemble du bassin donne une représentation convenable des débits à l'exutoire du bassin. Ce résultat intègre l'ensemble des sous-modèles décrits au cours de ce chapitre et témoigne ainsi de la bonne représentation des transferts en eaux dans le bassin.

La raison principale des différences éventuelles entre les débits simulés et les débits observés est le pas de temps des données disponibles en entrée (pluie principalement) et en sortie (débit notamment) du modèle.

Notons parmi les sources d'erreurs qui peuvent conduire à des différences significatives l'estimation des superficies des bassins d'alimentation des zones karstiques, connues à plus ou moins 15 % d'imprécision (Nicoud, 1978; Morena, 2000).

La méconnaissance des propriétés de la zone non saturée a également une influence sur la qualité des résultats obtenus. En effet, d'autres résultats que nous ne ferons que mentionner montrent que sans zone non saturée modélisée, les résultats obtenus en sortie du modèle sont beaucoup moins bien corrélés avec les observations, ce qui montre l'importance de ce compartiment dans la modélisation de cette étape du cycle hydrologique.

Le bassin versant comporte des zones d'altitude assez élevée, susceptibles d'accueillir un manteau neigeux pendant des périodes relativement longues. Ces précipitations stockées

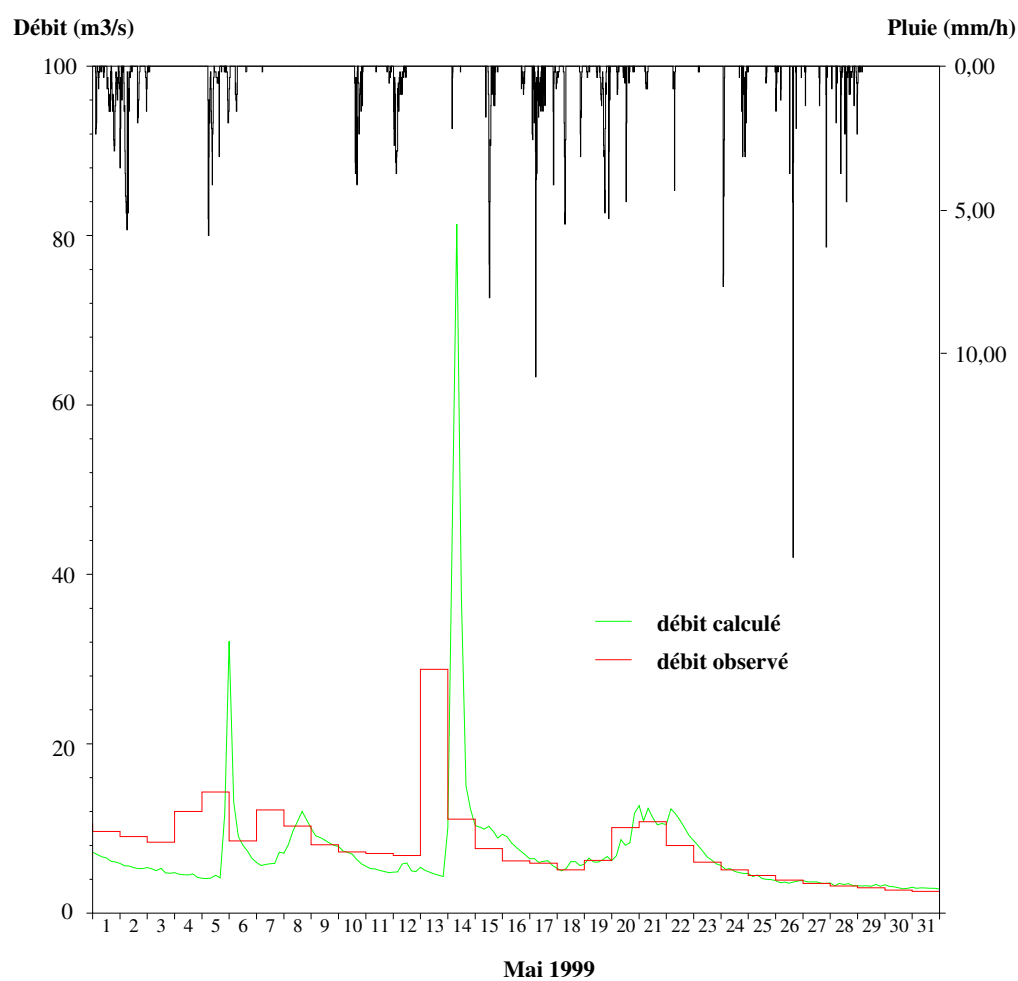


FIG. II.15 – Débits observés et simulés de la Leyse au pont du Tremblay en utilisant un pas de temps horaire des pluies.

sur la surface sous forme solide rejoignent le réseau hydrographique plus lentement et ultérieurement à leur chute. Les données disponibles sont les températures journalières extrêmes, ainsi, dans le modèle, ces seules chroniques (minima et maxima) des températures permet au logiciel de calculer le stock de neige. Aussi, l'estimation de la limite pluie-neige et du stock d'eau solide sur le bassin est imprécise.

II.8 Conclusion du chapitre

Au cours de ce chapitre, nous avons mis en œuvre un modèle hydrodynamique mécaniste et distribué du bassin versant de la Leysse à l'aide du logiciel MIKE SHE.

Le modèle du bassin versant de la Leysse se compose de trois parties, dont les structures sont distinctes :

- un modèle de karsts repose sur les informations recueillies quant au fonctionnement des terrains karstiques du bassin. L'originalité a consisté à détourner les outils du logiciel afin de reproduire le transfert souterrain et rapide des eaux vers une exurgence déterminée. Il a fourni des résultats satisfaisants.
- un modèle pour reproduire des écoulements de surface et de sub-surface prépondérants. Celui-ci reproduit convenablement les écoulements dans trois types de terrains : les terrains karstiques dont les écoulements se font suivant la pente topographique (contrairement au cas précédent), les terrains morainiques qui n'abritent pas de couche aquifère souterraine significative et les terrains imperméabilisés sur une grande profondeur par de puissantes couches argileuses.
- un modèle de zone aquifère, dont les simplifications, d'homogénéisation notamment, conduisent à une modélisation imparfaite des hauteurs piézométriques de la nappe, mais n'ont pas de conséquence significative sur les transferts d'eau au sein du bassin versant de la Leysse.

Finalement, le modèle, dans son ensemble, fournit des résultats cohérents par rapport aux observations malgré des données de forçage (pluie, température, ETP) peu précises à la fois dans l'espace et dans le temps. Les transferts d'eau, notamment, sont convenablement reproduits, ce qui autorise la mise en œuvre d'un modèle de transport de substances au sein du bassin.

Chapitre III

Modèle de transport de substances

Le modèle hydrodynamique dont nous avons décrit la mise en œuvre dans le chapitre II est un préalable à la modélisation des transferts de substances sur le bassin de la Leyse. L'analyse des scénarios simulés permet de mieux comprendre les phénomènes de transferts sur le bassin versant et de répondre aux interrogations des gestionnaires sur le devenir à court et à long terme de quelques substances xénobiotiques, aussi bien d'un point de vue qualitatif que quantitatif.

III.1 Problématique générale

III.1.1 Les incertitudes liées aux produits phytosanitaires

La prise de conscience du risque que fait peser l'utilisation des produits xénobiotiques à grande échelle est plus ou moins apparue avec la mise en place, dans les années 1980, d'une réglementation européenne relative au plafonnement des quantités de ces substances dans les eaux destinées à la consommation humaine (directive communautaire du 15 juillet 1980). En France, le décret 89-3 du 3 janvier 1989 a instauré la réglementation dans ce domaine.

Depuis, la réglementation ne cesse d'évoluer. Ainsi, par exemple, certaines substances telles que l'atrazine ont été interdites ou sont en cours d'interdiction, à la vente comme à l'usage (cf. § III.3, p. 78).

La prise de conscience des institutions et des particuliers est parallèlement de plus en plus marquée. L'IFEN (Institut Français de l'ENVironnement) tire aujourd'hui la sonnette d'alarme (AFP, 2003) et déplore qu'au niveau national une grande partie de la ressource

soit contaminée par de tels produits. Cette prise de conscience face à des substances qui sont aujourd'hui très répandues à la surface du globe : des traces d'atrazine, par exemple, ont pu être détectées dans des eaux commercialisées aussi célèbre que l'eau de « Volvic » ou la « Badoit » (Que Choisir ?, 2000), mais également dans les embruns océaniques et dans les neiges de l'Arctique (Gregor et Gummer, 1989) révèlent l'inquiétude de plus en plus sensible, de chacun d'entre nous face à cette menace sur la ressource en eau.

L'impact chronique des produits phytosanitaires sur la santé humaine est encore mal connu. Cependant, il est prouvé que les produits phytosanitaires peuvent endommager les systèmes immunitaires (Culliney et al., 1992) ou perturber les régulations hormonales chez l'homme et chez les animaux (Leblanc, 1995). De plus, un lien entre la présence de produits chimiques « perturbateurs endocriniens » et une recrudescence de cancers du sein, de la prostate, du testicule, d'endométriose,¹ de malformations congénitales de l'appareil génital masculin (micro-pénis en particulier) et de réductions du nombre de spermatozoïdes (Hileman, 1994; Davis et Bradlow, 1995; Kelce et al., 1995) est soupçonnée.

Plus globalement, au sein des écosystèmes, les produits xénobiotiques ne sont pas sans effets sur la flore et la faune. Les microfaunes et microflore sont touchées, de même que les oiseaux (Madhun et Freed, 1990) et la faune aquatique, également perturbés par ces produits. À titre d'exemple, l'atrazine, parmi d'autres, peut perturber la différenciation sexuelle de certains poissons (Leblanc, 1995). Il est cependant difficile, étant donnée la kyrielle d'espèces concernées, de déterminer complètement l'impact des produits phytosanitaires sur l'environnement.

Enfin, il faut mentionner que la dégradation des produits phytosanitaires, parfois lente, conduit à la production d'autres substances, désignées sous le nom de métabolites. La dégradation de certains produits xénobiotiques en sous-produits peut altérer la qualité de l'eau. Par exemple, les sous-produits de l'urée² et du parathion sont plus toxiques que leurs molécules mères ; de même, le métabolite majeur de l'atrazine, le dé-éthylatrazine, est plus polluant que sa molécule mère (Schiavon et Perrin-Ganier, 1999). Les pouvoirs publics tiennent compte des effets de ces substances ; notamment, la directive « Eau Potable » de 1998 rend obligatoire le suivi des métabolites et des produits issus de la dégradation des produits xénobiotiques (Environnement magazine, 2000).

Il n'est donc pas possible de dresser un bilan détaillé des avantages et des inconvénients qu'apporte l'utilisation massive de produits phytosanitaires. Cependant, leur usage suscite des inquiétudes de la part des pouvoirs publics, mais aussi, de la population.

¹Affection gynécologique caractérisée par la présence d'une muqueuse utérine normale en-dehors de la cavité de l'utérus.

²Le diuron est un exemple de sous-produit de l'urée

III.1.2 Les usagers des produits phytosanitaires

Depuis les années 1950, les politiques d'encouragement à l'augmentation des rendements agricoles ont conduit l'agriculture à sans cesse se moderniser et améliorer ses techniques ; c'est pourquoi l'usage des produits phytosanitaires s'est répandu. D'un point de vue général, en France, leur utilisation est majoritairement liée à l'agriculture.

Cependant, d'autres utilisateurs ne doivent pas être ignorés. Parmi eux, les services d'entretien des voiries (collectivités, services de l'État, sociétés ferroviaires ou autoroutières) sont eux-aussi des utilisateurs de produits phytosanitaires, de façon moins diversifiée que dans l'agriculture, mais néanmoins variée (herbicides pour la viabilité des voies de communication, insecticides pour lutter contre la nuisance de certains insectes à proximité des marécages, etc.).

Enfin, le particulier, qui, pour diverses raisons, utilise des produits phytosanitaires peut être, dans certains cas, un acteur très important en terme d'apports. La gamme d'utilisation est très variée ; éliminer les adventices dans les jardins ou les pots de fleurs, lutter contre les pucerons, les moustiques ou ... les poux ! Contrairement aux deux types d'utilisateurs précédemment cités, pour lesquels la maîtrise des apports peut être envisagée, celle-ci est moins aisée pour des utilisateurs individuels qui, bien que de plus en plus sensibilisés aux problèmes d'environnement, n'en sont pas moins des amateurs.

III.2 Méthodologie

La qualité principale de l'étude du devenir de substances chimiques sur le bassin versant de la Leyse doit être d'appréhender les mécanismes de transfert de celles-ci. Elle nourrit un double objectif : dans un premier temps, déterminer les mécanismes généraux qui entraînent certaines substances chimiques dans l'eau et, dans un deuxième temps, répondre aux besoins d'information des gestionnaires (cf. § II.1.2, p. 38).

Ainsi, des scénarios de contamination des eaux du bassin versant ont été élaborés en concertation avec les gestionnaires locaux du bassin versant, en particulier le C.I.S.A.L.B. — Comité Intersyndical d'Assainissement du Lac du Bourget.

Deux axes principaux d'étude ont été privilégiés.

Le premier a consisté en un suivi des produits xénobiotiques sur le bassin versant de la Leyse. Les cours d'eau ne sont pas exempts de ces produits et, à certaines périodes de l'année, leurs concentrations peuvent atteindre des valeurs élevées. Les scénarios mis en place pour ce type de pollution diffuse concernent le court et le long terme.

Le second axe d'étude est celui des risques de pollutions accidentelles dues aux transits, qui constituent également une préoccupation des gestionnaires. En effet, de nombreuses voies de communication importantes traversent le bassin versant (cf. § I.4.2.2, p. 23).

Ainsi, les scénarios étudiés sont les suivants :

1. pollutions diffuses par :
 - (a) l'atrazine ;
 - (b) l'oxadiazon ;
 - (c) le diuron ;
2. pollutions ponctuelles :
 - (a) accidents de transport ;
 - (b) pollution industrielle.

III.3 L'atrazine

L'atrazine est un herbicide de la famille des triazines principalement utilisé sur les cultures de maïs. Il est absorbé par les racines et les feuilles des herbes indésirables et reste actif pendant 2 à 6 mois. Pour être efficace, il est épandu avant que les adventices n'aient commencé à pousser. Il est appliqué sous forme de poudre mouillable ou de liquide pulvérisé ; les doses recommandées sont, en particulier, de $2\,500\text{ mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ sur le maïs (Dubois, 1985).

L'atrazine est un produit interdit pour les utilisations non agricoles ; son usage en agriculture constitue donc l'unique provenance de cette substance dans l'environnement.

Les années 2002 et 2003 sont marquées par un changement radical de pratique. En effet, une décision ministérielle (communiqué de presse du 28 septembre 2001 du Ministre de l'Agriculture et de la Pêche) lève l'homologation de l'atrazine et de certains de ses dérivés, ce qui s'est traduit par une interdiction à la vente à partir du 30 septembre 2002 et à l'usage à partir du 30 juin 2003.

Le maïs est cultivé autour de Chambéry, en général aux altitudes les plus basses, dans le Val du Bourget.

Cet herbicide nous a permis d'établir un scénario pour lequel une situation singulière d'arrêt total des épandages est prise en compte. L'évolution inédite d'un tel changement peut être étudiée à l'aide d'un modèle de transport de substances sur le long terme (10 ans).

III.3.1 Description du scénario simulé

Le scénario étudié dans le cas de l'atrazine se compose des étapes suivantes :

- épandage d'atrazine pendant une période d'une dizaine d'années, afin de créer une situation de contamination réaliste pour laquelle les quantités de produits atteignent des ordres de grandeur connus ;
- arrêt des épandages de façon soudaine ;
- simulation de l'évolution des concentrations du produit dans les différents compartiments du cycle hydrologique sur une période d'environ 10 ans.

Cette simulation permet le suivi de l'impact de l'interruption soudaine des épandages sur une longue période.

III.3.2 Paramètres de la simulation

L'atrazine est caractérisé dans le modèle par les paramètres chimiques donnés dans le tableau III.1 ci-après.

Paramètre	Valeur
Solubilité (S)	28 mg · l ⁻¹ (Wauchope et al., 1992)
Temps de demi-vie du produit (T _{1/2}) (milieu aéré)	60 jours (Wauchope et al., 1992)
Temps de demi-vie du produit (T _{1/2}) (milieu non aéré (zone saturée))	3 ans (SOGREAH-LHF, 1997)
Coefficient d'adsorption relatif en carbone organique du produit (K _{oc})	100 ml · g ⁻¹ (Wauchope et al., 1992)
Coefficient d'adsorption du produit sur le sol (K _d)	2,5 ml · g ⁻¹

TAB. III.1 – Paramètres chimiques de l'atrazine

Les processus simulés sont rappelés dans l'annexe C, (p. 183).

Les valeurs de la dispersivité utilisés dans les différents compartiments hydrologiques modélisés, sont présentées dans le tableau III.2 :

Ces valeurs sont conformes aux valeurs usuellement utilisées à cette échelle de représentation (Fetter, 1999; Gelhar, 1986; Lallemand-Barres et Peaudecerf, 1978, eg.). Ces valeurs sont utilisées pour toutes les simulations.

Compartiment	Dispersivité longitudinale	Dispersivité transversale
SZ	5 m	0,5 m
UZ	1 m	(—)

TAB. III.2 – *Dispersivités utilisées dans le modèle*

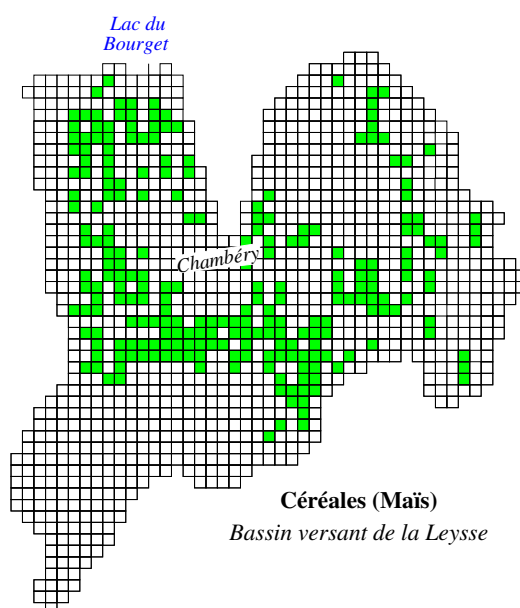


FIG. III.1 – Répartition des mailles occupées par la culture de céréales sur le bassin versant de la Leyse (d'après Corine Land Cover).

La quantité d'atrazine épandue est d'environ **660 kg** sur l'ensemble du bassin de la Leyse. Elle est considérée comme réaliste par les gestionnaires.

Les zones concernées par les épandages d'atrazine sont celles sur lesquelles des céréales sont cultivées. Elles représentent **19,4 %** de la superficie totale du bassin et leur répartition est présentée sur la figure **III.1** (p. 80).

Les dates réelles des épandages ne sont pas connues. Cependant, les simulations sont effectuées dans des situations défavorables, afin de maximaliser les conséquences de l'utilisation des produits. Les substances ont donc, dans tous les cas, été épandues en une fois pendant une journée. Contrairement aux quantités épandues et à leur répartition cette manière d'introduire le produit n'est pas réaliste. Le **1^{er} mai** a été choisi arbitrairement comme date d'épandage, mais, elle occupe une position centrale dans la période d'épandage habituelle des produits.

Le scénario envisagé se prête particulièrement à la présentation des mécanismes de transfert des produits vers les eaux souterraines. En effet, la durée de simulation est assez longue pour que ce compartiment hydrologique connaisse des variations sensibles de concentration. Les zones au comportement plus rapide (en particulier les écoulements de surface) seront détaillées à la lueur des scénarios suivants (cf. § III.4, p.87 et § III.5, p.99).

L'analyse des concentrations simulées dans les eaux souterraines s'est faite principalement en trois mailles témoins, dont l'emplacement est précisé sur la figure III.2 (p. 82).

Après 9 années d'initialisation (de mai 1989 à mai 1999), l'atrazine cesse d'être épandue et la simulation se poursuit de 1999 à 2009, afin de calculer les variations des quantités d'atrazine dans le milieu pendant cette période. La situation hydrodynamique de la période 1999 — 2009 est supposée la même que celle utilisée entre 1989 et 1999.

III.3.3 La nappe à surface libre

Les mailles témoins n° 1 et n° 2 (cf. figure III.2, p. 82), représentatives de la nappe libre, ont été choisies afin d'effectuer le suivi de la concentration. La première se situe en amont, à proximité des puits Pasteur et Joppet (maille témoin n° 1) ; la seconde se trouve à l'aval de ces puits, à la limite nord de Chambéry (maille témoin n° 2). La figure III.3 (p. 83) montre l'évolution de la concentration de l'atrazine à ces deux endroits pendant la phase d'initialisation (mai 1989 — mai 1999).

III.3.3.1 Phase d'initialisation (1989 — 1999)

La figure III.3 (p. 83) montre que, durant la période d'initialisation, les concentrations simulées d'atrazine sont très faibles. En effet, les valeurs ne dépassent pas $2 \cdot 10^{-3} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, ce qui est très inférieur au seuil de potabilité ($0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). Ces valeurs ne sont pas en contradiction avec les observations puisqu'aucune concentration d'atrazine supérieure à $0,05 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ n'a été détectée à ce jour dans les eaux souterraines des puits Pasteur et Joppet.

Bien que ces valeurs soient très faibles, elles n'en montrent pas moins une évolution de la concentration dans les eaux de la nappe à surface libre.

Dans la partie supérieure de la nappe (maille témoin n° 1), la concentration présente des variations de grande amplitude qui témoignent de la recharge d'une partie de la nappe par transfert des eaux depuis la surface. Les eaux infiltrées entraînent avec elles une partie des produits présents sur le sol. Ainsi, l'élévation de la concentration dans la partie amont

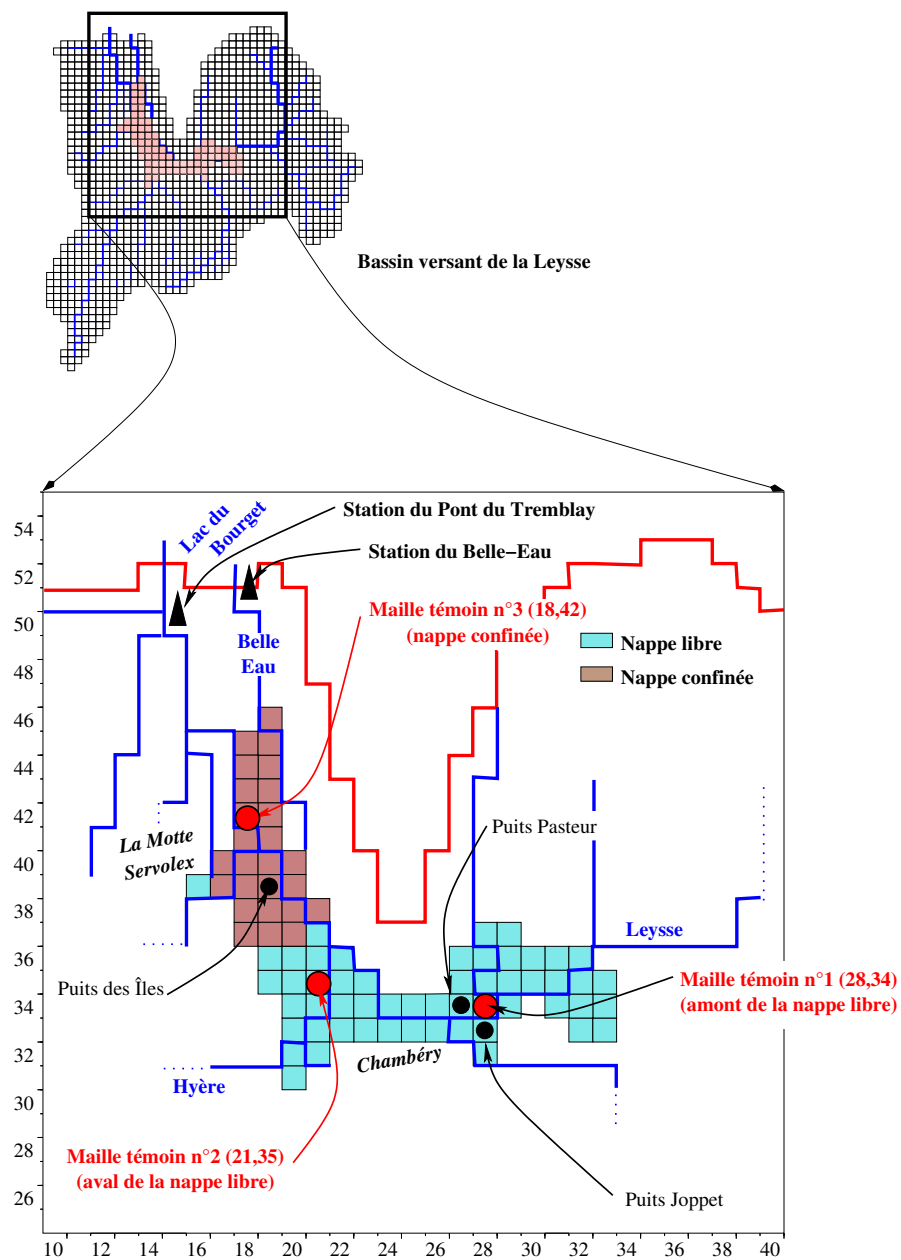


FIG. III.2 – Localisation des points de suivi des concentrations en atrazine dans la nappe.

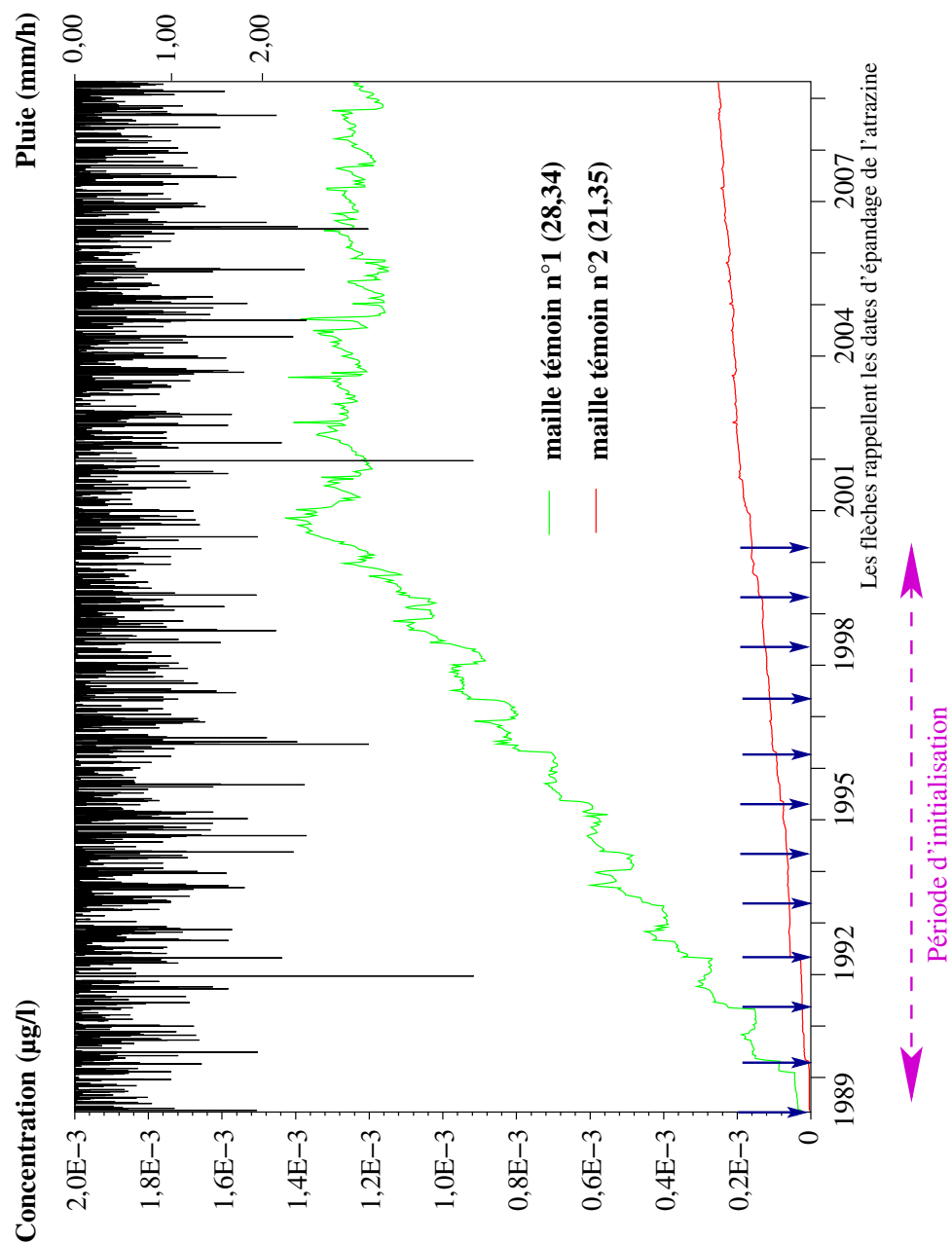


FIG. III.3 – Évolution de la concentration en atrazine dans la nappe à surface libre (1989-2009).

intervient environ 15 jours après l'épandage, ce qui témoigne de la vitesse du transfert des substances de la surface vers la nappe.

De plus, l'augmentation du taux d'atrazine dans l'eau se fait par paliers successifs dont l'amplitude est à peu près constante chaque année. Étant donnée que la quantité de produit épandue est identique chaque année, ce type de progression témoigne de la stabilité des apports d'eau à la nappe. L'élévation de la concentration, dans cette partie de la nappe se fait au rythme de $3 \cdot 10^{-4} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ environ.

La partie inférieure de la nappe libre (maille témoin n° 2) présente elle-aussi des concentrations très faibles en atrazine. Cependant, hormis les premières années, l'amplitude des variations est beaucoup moins marquée qu'à l'amont de la nappe. Celle-ci est en effet protégée à cet endroit par des zones urbaines imperméables en surface. Ainsi, les seuls apports de produits sont latéraux, comme en témoigne également, sur la figure III.3, la durée après laquelle la concentration en atrazine atteint une valeur différente de 0 (≈ 1 an). Les faibles vitesses de l'eau dans la nappe à cet endroit permettent d'atténuer les variations de concentration.

Dans la partie inférieure de la nappe libre (maille témoin n° 2), l'augmentation des concentrations est plus faible que pour la partie située à l'amont (maille témoin n° 1). En effet, la nappe est en partie alimentée par des cours d'eau dont la concentration en atrazine est faible, parce qu'ils proviennent des zones montagneuses où les surfaces d'épange sont peu nombreuses. Les eaux qu'elles apportent, peu chargées en substances, diluent le produit apporté par ailleurs, ce qui explique l'augmentation plus lente de la concentration dans la nappe (environ $1,3 \cdot 10^{-5} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$).

III.3.3.2 Phase de simulation (1999 — 2009)

Les résultats obtenus pour cette phase sont également représentés sur la figure III.3 (p. 83) pour les mailles témoin n° 1 et n° 2.

Ils montrent que dans la partie à l'amont de la nappe libre (maille témoin n° 1), les valeurs de la concentration, en constante progression, ne le sont déjà plus 1 an après le dernier épandage. Elles sont stabilisées entre $1,2 \cdot 10^{-3} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ et $1,4 \cdot 10^{-3} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Sur la période considérée, une légère diminution d'environ $9 \cdot 10^{-6} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ est constatée.

Plus en aval, sur la maille témoin n° 2, la concentration ne cesse pas d'augmenter, même 10 ans après le dernier épandage. Une légère inflexion dans la progression est tout au plus perceptible à partir de 2001, soit 3 ans après le dernier épandage.

Comme il est possible de le constater dès l'initialisation, les quantités d'atrazine stockées en amont dans les eaux souterraines ne circulent que lentement de l'amont de la

nappe vers l'aval, repoussant les perspectives d'évacuation de cette substance vers l'aval à des temps très longs.

III.3.4 La nappe confinée

III.3.4.1 Phase d'initialisation (1989 — 1999)

La figure III.4 (p. 86) présente la concentration en atrazine obtenue dans la nappe confinée à l'aval du puits des Îles à la maille témoin n° 3 (cf. figure III.2, p. 82).

Au début de la phase d'initialisation, la concentration d'atrazine progresse régulièrement au rythme de $2 \cdot 10^{-6} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ environ. Elle augmente de façon significative 1 an après le premier épandage, ce qui donne un ordre de grandeur du temps des transferts de la nappe libre vers la nappe confinée.

Les faibles concentrations témoignent, dans ce cas comme dans le cas de la nappe à surface libre, de la part importante d'eaux non contaminées qui alimentent la nappe dans son ensemble. L'eau, provenant principalement des apports latéraux de la nappe libre, emporte avec elle le produit de la nappe à surface libre et alimente la nappe confinée en atrazine. Ainsi, une augmentation sensible de la concentration intervient 9 ans après le début des épandages.

Cette phase d'initialisation indique donc que les apports latéraux de la nappe à surface libre vers la nappe confinée sont très stables.

III.3.4.2 Phase de simulation (1999 — 2009)

La figure III.4 (p. 86) montre que l'élévation de la concentration dans la nappe confinée se poursuit après la fin des épandages.

Dans cette partie de la nappe, la concentration connaît une inflexion deux ans après la fin des épandages. Cependant, à la suite de celle-ci, la progression du taux de substances dans l'eau se poursuit à un rythme soutenu. La concentration s'élève même plus rapidement que lors du début de la période d'initialisation (environ $6 \cdot 10^{-6} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, soit 3 fois plus rapidement).

Cette situation témoigne, cette fois encore, du mode d'alimentation de la nappe confinée. Le produit encore présent dans la nappe libre est progressivement emporté vers celle-ci, ce qui provoque l'accumulation constatée.

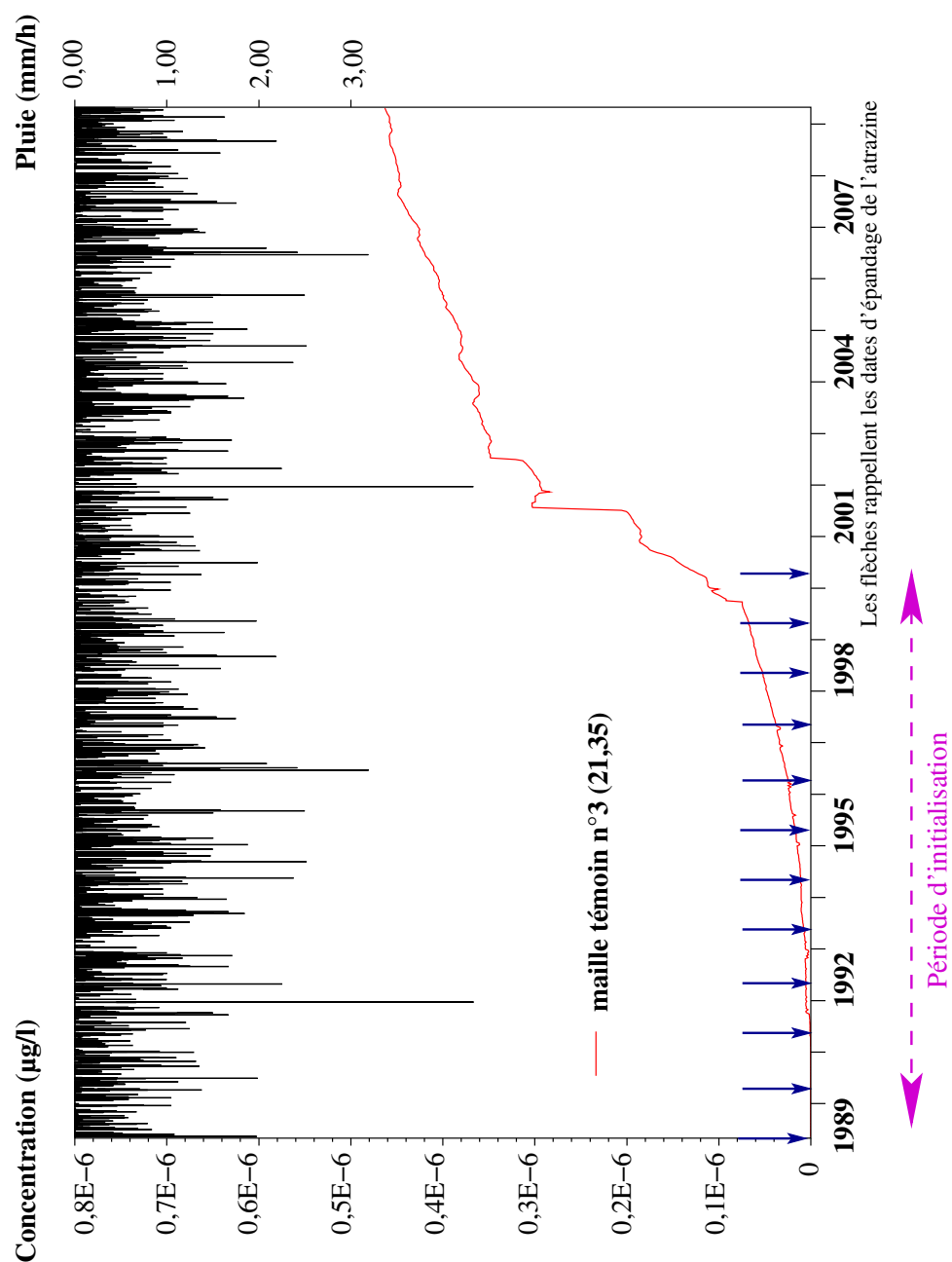


FIG. III.4 – Évolution de la concentration en atrazine dans la nappe confinée (1989 — 2009).

Les simulations n'ont pas été prolongées, mais il faut s'attendre à ce que la concentration à l'amont de la nappe libre diminue significativement, entraînant, quelques années plus tard, une baisse significative de la concentration en atrazine dans le reste de la nappe.

III.3.5 Conclusion

Des quantités très faibles d'atrazine sont apparues dans la nappe au cours des 9 années qu'a duré la phase d'initialisation du modèle. La phase de simulation démarre un an après la fin complète des épandages du produit sur le bassin. L'évolution de la présence d'atrazine dans les eaux de la nappe renseigne cependant sur les tendances à long terme lorsque l'atrazine cesse soudainement d'être épandu sur le bassin.

Les concentrations d'atrazine dans les zones aquifères sont faibles et relativement stables. Elles sont dues, d'une part, à une faible infiltration du produit et, d'autre part à une dilution importante par des eaux non contaminées, infiltrées des rivières.

Cependant, la partie confinée de la nappe connaît une augmentation faible de la concentration en atrazine mais persistante, puisque 9 ans après le dernier épandage, celle-ci est encore en hausse.

III.4 L'oxadiazon

L'oxadiazon est un herbicide de la famille des oxadiazoles fréquemment détecté dans les eaux de surface du bassin versant de la Leyse. Il agit par contact sur les tissus jeunes des plantes cibles sans être absorbé par les racines, ni véhiculé à l'intérieur de celles-ci ; persistant, il est actif en pré- et post-levée et est épandu sous forme de granulé ou de liquide pulvérisé (Dubois, 1985).

L'oxadiazon est utilisé à la fois par les particuliers et dans l'agriculture.

Utilisé par les premiers, il est en général répandu sans précaution particulière et sans optimisation des doses. La FREDEC — Fédération Régionale de Défense contre les Ennemis des Cultures - estime qu'environ 75 % de la quantité totale de ce produit présent sur le bassin proviennent de son utilisation non agricole (particuliers, services des voiries, collectivités, sociétés ferroviaires, aéroports, etc.).

Dans ses usages agricoles, l'oxadiazon est principalement utilisé sur les vignes et les vergers du bassin versant. Souvent, la vigne est plantée dans le sens de la pente et ne constitue pas, par conséquent, une entrave au ruissellement ni à l'exportation de substances chimiques éventuellement épandues.

III.4.1 Description des scénarios simulés

Afin de déterminer la contribution des différentes sources de contamination (agricoles et non agricoles), trois cas d'étude ont été simulés :

1. le première tient compte des sources agricoles et non agricoles du produit ;
2. le deuxième ne tient compte que des apports non agricoles ;
3. le troisième, enfin, ne tient compte que des apports provenant d'un usage agricole.

La connaissance de la proportion due à chacun de ces deux types d'apport dans les quantités de produit emportées vers le lac est primordiale pour orienter les politiques éventuelles de réduction des apports.

III.4.2 Paramètres de la simulation

L'oxadiazon est caractérisé dans le modèle par les paramètres chimiques décrits dans le tableau III.3 ci-après.

Paramètre	Valeur
Solubilité (S)	0,7 mg · l ⁻¹ (Wauchope et al., 1992)
Temps de demi-vie du produit (T _{1/2}) (milieu aéré)	60 jours (Wauchope et al., 1992)
Temps de demi-vie du produit (T _{1/2}) (milieu non aéré (zone saturée))	3 ans (SOGREAH-LHF, 1997)
Coefficient d'adsorption relatif en carbone organique du produit (K _{oc})	3 200 ml · g ⁻¹ (Wauchope et al., 1992)
Coefficient d'adsorption du produit sur le sol (K _d)	80 ml · g ⁻¹

TAB. III.3 – Paramètres chimiques de l'oxadiazon

La date d'épandage de l'oxadiazon a été fixée au **1^{er} mai** pour des raisons identiques à celles évoquées pour l'atrazine (cf. § III.3.2, p. 79)

La quantité d'oxadiazon épandue est d'environ **25 kg** sur les zones agricoles du bassin et de **120 kg** en apports non agricoles. Cette quantité est jugée réaliste par les gestionnaires.

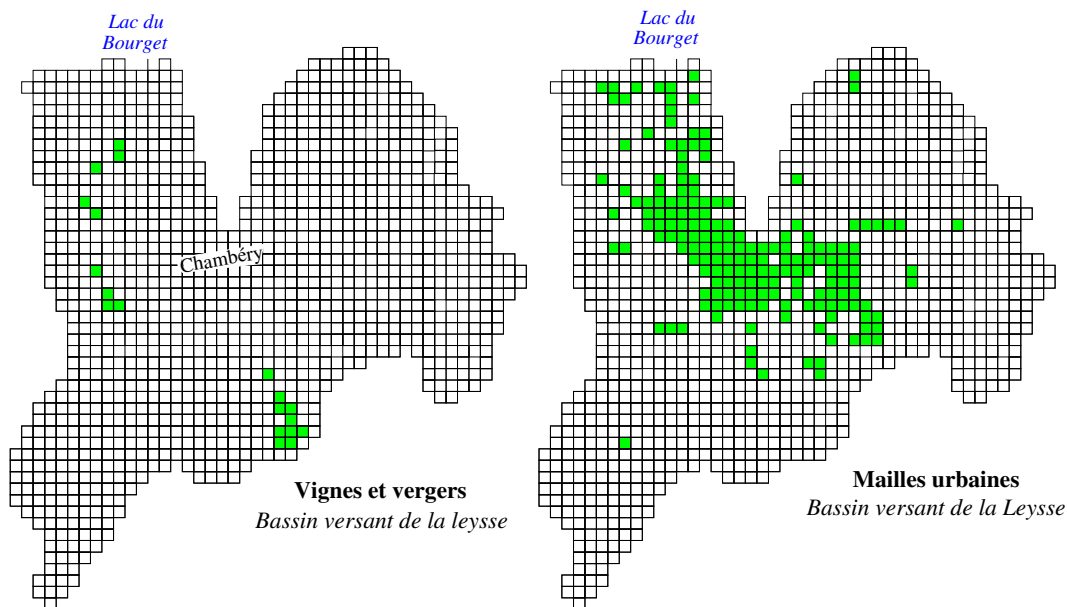


FIG. III.5 – Répartition des mailles occupées par les vignes et les vergers et par les zones urbaines sur le bassin versant de la Leyse (d'après Corine Land Cover).

Les zones concernées par les épandages d'oxadiazon sont, d'une part, les vignes et les vergers qui occupent **1,8 %** de la superficie totale du bassin, et, d'autre part, les zones urbaines qui en représentent **14,7 %** (cf. figure III.5 p. 89).

Le suivi des quantités d'oxadiazon dans les différents compartiments hydrologiques est effectué pendant l'année qui suit l'épandage, c'est-à-dire du **1^{er} mai 1996 au 30 avril 1997**. Cette période a été déterminée afin de tenir compte d'une situation la plus défavorable qui soit (maximalisation des risques). En effet, le mois de mai de l'année 1996 a connu les caractéristiques pluviométriques de la dernière décennie du *XX^{ème}* siècle les plus susceptibles de créer un maximum de ruissellement.

La durée de la simulation n'est pas adaptée à l'observation de transferts de substances vers les eaux souterraines telle que nous l'avons réalisée au paragraphe précédent (cf. § III.3, p. 78). Les transferts vers la zone saturée ne seront donc pas abordés.

Afin de ne pas démarrer la simulation à partir d'un état irréaliste qui correspondrait à contamination nulle du milieu par l'oxadiazon, le modèle de transport de substance a été initialisé en simulant les apports d'oxadiazon pendant 7 ans environ. Cette initialisation s'est *a posteriori* révélée suffisante au regard des temps caractéristiques de transfert de l'oxadiazon dans les eaux de surface.

L'initialisation permet d'obtenir les ordres de grandeur connus dans les compartiments hydrologiques en terme de concentration, c'est-à-dire des valeurs pouvant dépasser $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ dans les eaux de surface mais inférieures à $0,05 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ dans les eaux souterraines.

III.4.3 Simulation des apports globaux (agricoles et non agricoles)

III.4.3.1 État du bassin à la fin de l'initialisation

La figure III.6 (p. 91) présente la distribution spatiale des quantités d'oxadiazon calculées à la surface du bassin versant la veille de l'épandage (30 avril 1996) puis à différents moments après le début de la simulation.

Le 30 avril 1996, veille de l'épandage, seules 8 mailles du bassin ont une concentration significative en oxadiazon (supérieure à $0,1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$). Sur le reste du bassin, elle n'excède pas $0,1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ et est donc peu importante au regard des apports³ ($2,65 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$). Ainsi, au début de la phase de simulation, le bassin versant peut être considéré, en surface, comme lessivé des substances qui y ont été épandues les années précédentes.

III.4.3.2 La surface du bassin

La figure III.6 (p. 91) présente l'évolution des concentrations en oxadiazon à la surface du bassin versant une fois l'épandage réalisé. Les concentrations après une journée, 5 jours, 10 jours et 29 jours ont été cartographiées.

La concentration du produit sur le sol décroît rapidement sur l'ensemble du bassin versant. Un mois environ après l'épandage, la surface est quasiment exempte des substances qui y ont été épandues. À la fin du mois de mai, la carte de répartition est déjà similaire à celle de la fin de la phase d'initialisation. Cette évolution rapide des concentrations sur le bassin témoigne d'un mécanisme d'exportation énergétique de cette substance par les eaux de ruissellement.

³À titre de comparaison, la dose prescrite pour un épandage sur la vigne et les vergers est de $200 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ (Dubois, 1985) ; cette valeur n'est pas utilisée dans le modèle, puisque les mailles sont plus étendues que les zones traitées.

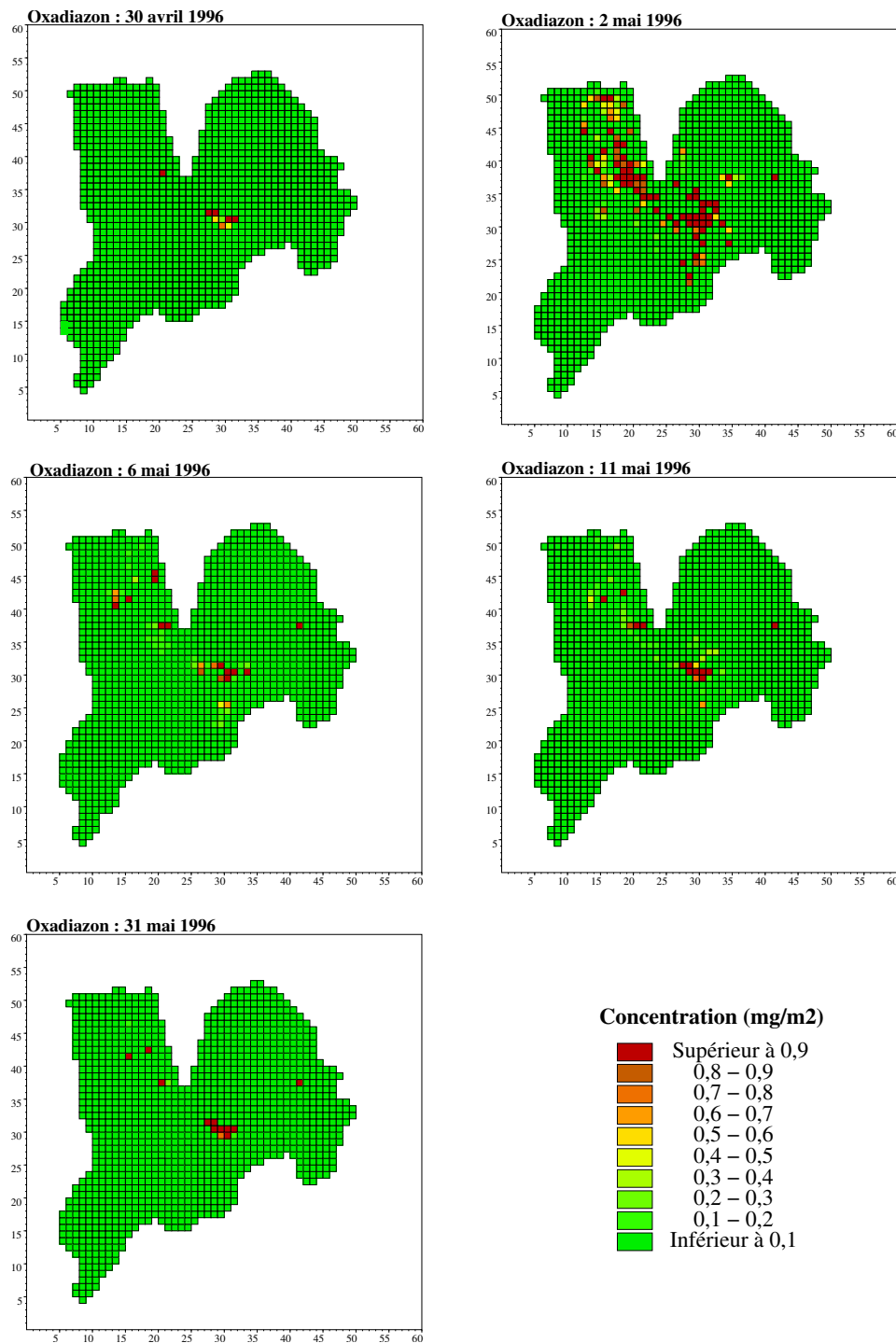


FIG. III.6 – Concentration en oxadiazon à la surface du bassin versant, la veille de l'épandage, puis après 1 jour, 5 jours, 10 jours et 29 jours de simulation.

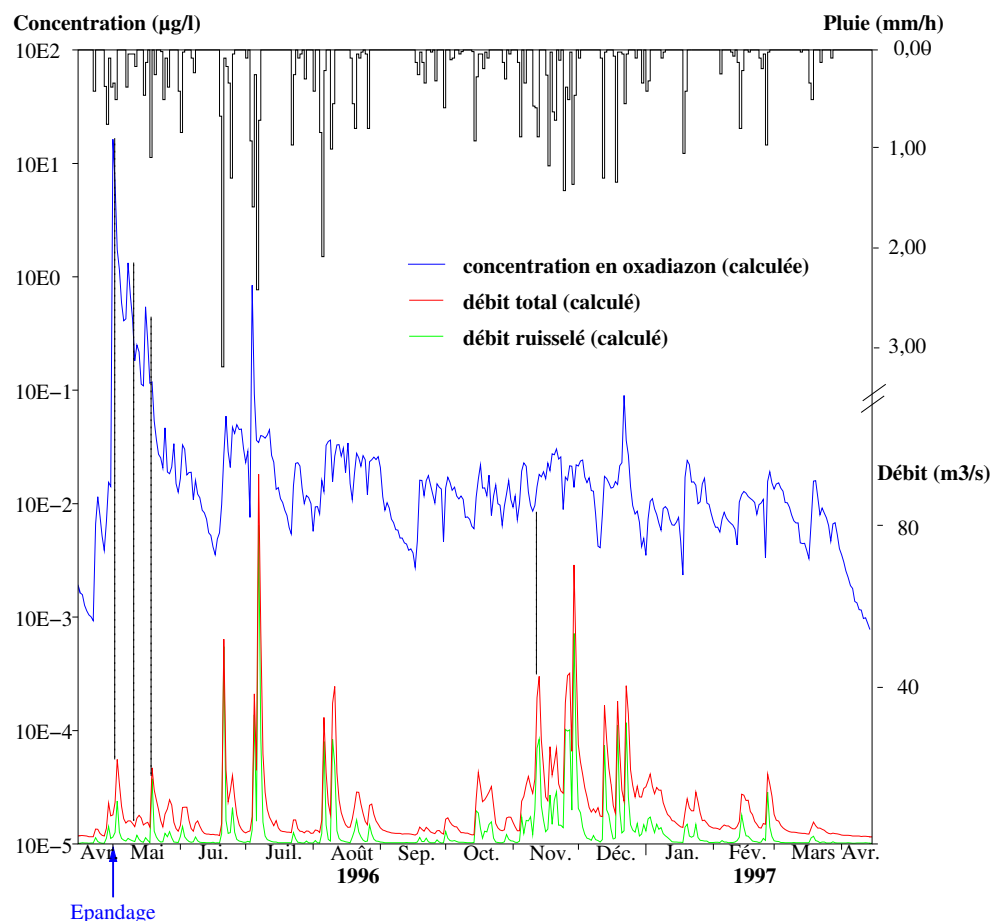


FIG. III.7 – Évolution de la concentration en oxadiazon dans la Leyse au pont du Tremblay (échelle logarithmique) ; débit total et débit ruisselé simulés.

III.4.3.3 Les cours d'eau

La figure III.7 (p. 92) présente l'évolution de la concentration en oxadiazon dans la Leyse au pont du Tremblay (cf. figure II.2, p. 45 pour la localisation de celui-ci) durant la période de simulation, ainsi que le débit total et le débit ruisselé (calculés).

Une tendance globale se dégage de l'analyse de ces résultats : la concentration augmente fortement peu de temps après l'épandage, à la faveur des épisodes pluvieux. Après un mois de simulation le taux d'oxadiazon dans l'eau se stabilise pour le reste de la simulation.

Par ailleurs, la concentration du produit dans la Leyse atteint des valeurs très fortes, en accord avec les ordres de grandeur connus (supérieurs à $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$), au cours du mois

qui suit l'épandage. Le maximum est atteint immédiatement après l'épandage (le 2 mai 1996). Le produit est rapidement entraîné dans les eaux de surface et est ensuite transporté dans les rivières et notamment dans la Leyse.

Pendant le premier mois, c'est-à-dire jusqu'au 1^{er} juin 1996, à un pic de crue correspond un pic de concentration en oxadiazon (en différentiel). La synchronisation de l'évolution de la concentration et des débits de la Leyse, confirme l'hypothèse selon laquelle une part importante du produit présent sur le sol est exportée dans les eaux de ruissellement.

À la suite de cette période c'est-à-dire à partir du 1^{er} juin 1996 environ, cette synchronisation s'estompe, puis s'inverse complètement : la concentration de la substance diminue lorsque le débit augmente. Pendant cette période où les quantités d'oxadiazon à la surface du sol sont restreintes, le milieu cède relativement peu de produit (cf. figure III.8, p. 94) au milieu aquatique, qui le véhicule vers la Leyse. La quantité de produit disponible étant faible, un accroissement du débit implique une dilution de l'oxadiazon, et donc explique les baisses de concentration constatées durant la fin de la période de simulation du produit (cf. figure III.7 p. 92).

La figure III.8 (p. 94) confirme le mécanisme selon lequel, à la suite de l'épandage, de grandes quantités de substance sont emportées par le biais des eaux de ruissellement vers les cours d'eau et, par suite, vers la Leyse. Les quantités d'oxadiazon présentes dans les eaux de la Leyse après la phase d'exportation forte du produit des surfaces d'épandage vers les eaux des cours d'eau (1 mois environ) deviennent assez stables, et ne sont plus corrélées au débit de la Leyse. Cet apport constant montre que l'oxadiazon qui n'a pas été emporté par les premiers épisodes de pluie qui font suite à l'épandage est stocké sur les surfaces et régulièrement restitué à la ressource en eau.

III.4.3.4 État du bassin à la fin de la simulation

À la fin de la période de simulation, les concentrations en oxadiazon du bassin versant n'ont pas sensiblement évolué par rapport à la veille de l'épandage. En effet, la nappe connaît des concentrations très faibles de produit (ces résultats n'ont pas été présentés ici, mais sont similaires à ceux obtenus pour l'atrazine) et les eaux de surface ont véhiculé dès le premier mois de la période la majeure partie du produit épandu. Cette dynamique désigne clairement **les phénomènes de ruissellement comme principaux vecteurs du produit vers les eaux de surface.**

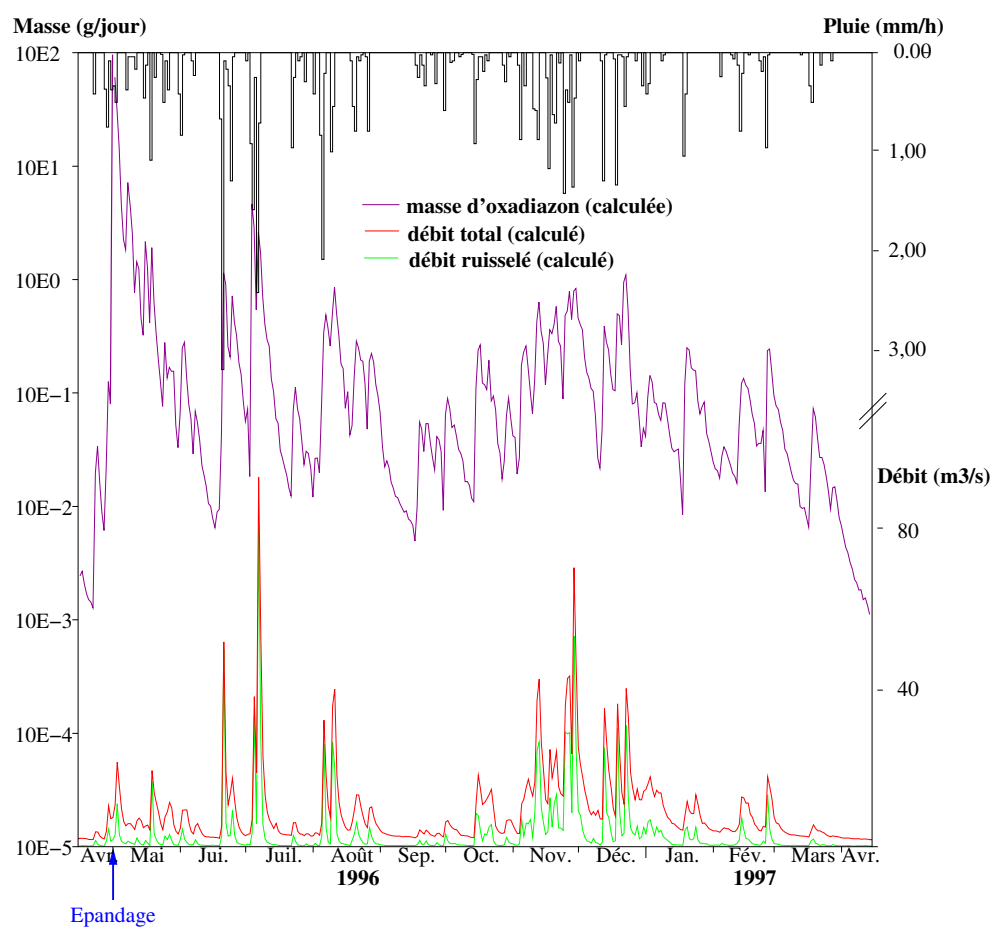


FIG. III.8 – Évolution de la quantité d'oxadiazon dans les eaux de la Leyse au pont du Tremblay, débit total et ruisselé calculés du 15 avril 1996 au 15 avril 1997.

III.4.4 Influence de la provenance de l'oxadiazon

La précédente simulation a été complétée par deux autres simulations, et ce afin d'estimer la part respective des apports agricoles et non agricoles dans la contamination des eaux. Ces deux simulations ne diffèrent de la précédente que par la quantité de produit injectée (cf. § III.4.2, p. 88) et les surfaces d'épandage (cf. figure III.5, p. 89).

III.4.4.1 La surface du bassin

À la fin des phases d'initialisation de chacune des simulations (zone agricole et zone non agricole), le bassin est dans un état similaire à celui connu pour la précédente simulation, c'est-à-dire que les concentrations dans la nappe sont inférieures au seuil de détection de l'oxadiazon ($0,05 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) et, en surface, le bassin ne contient que des traces de ce produit.

La figure III.9, (p. 96) présente l'évolution des quantités d'oxadiazon à la surface du bassin simulées dans les deux cas, pendant le mois qui suit l'épandage d'oxadiazon sur la zone d'étude.

Les quantités d'oxadiazon sont élevées sur ou à proximité des surfaces qui reçoivent du produit. Cependant, les concentrations décroissent rapidement au cours du mois qui suit l'épandage. Les différences en terme de disparition du produit sur les mailles ne sont pas décelables. Seule une persistance du produit légèrement plus longue dans le cas des apports agricoles peut être constatée le 11 mai 1996 : en zone urbaine, la plupart des terrains est imperméabilisée, et les eaux ruissellent davantage, ce qui provoque, par conséquent, une exportation plus rapide du produit.

Cependant, c'est essentiellement dans les eaux de la rivière que les différences sont significatives.

III.4.4.2 Les cours d'eau

La figure III.10 (p. 97) distingue l'évolution des concentrations dans la rivière au pont du Tremblay, de l'oxadiazon en provenance de la zone agricole, de la zone non agricole et en provenance des deux. Le débit total et le débit ruisselé calculés de la Laysse sont également rappelés.

La concentration totale et la concentration sur la zone non agricole sont presque entièrement confondues. Ceci montre l'importance de la contribution de cette dernière en terme d'apports en oxadiazon dans la Laysse.

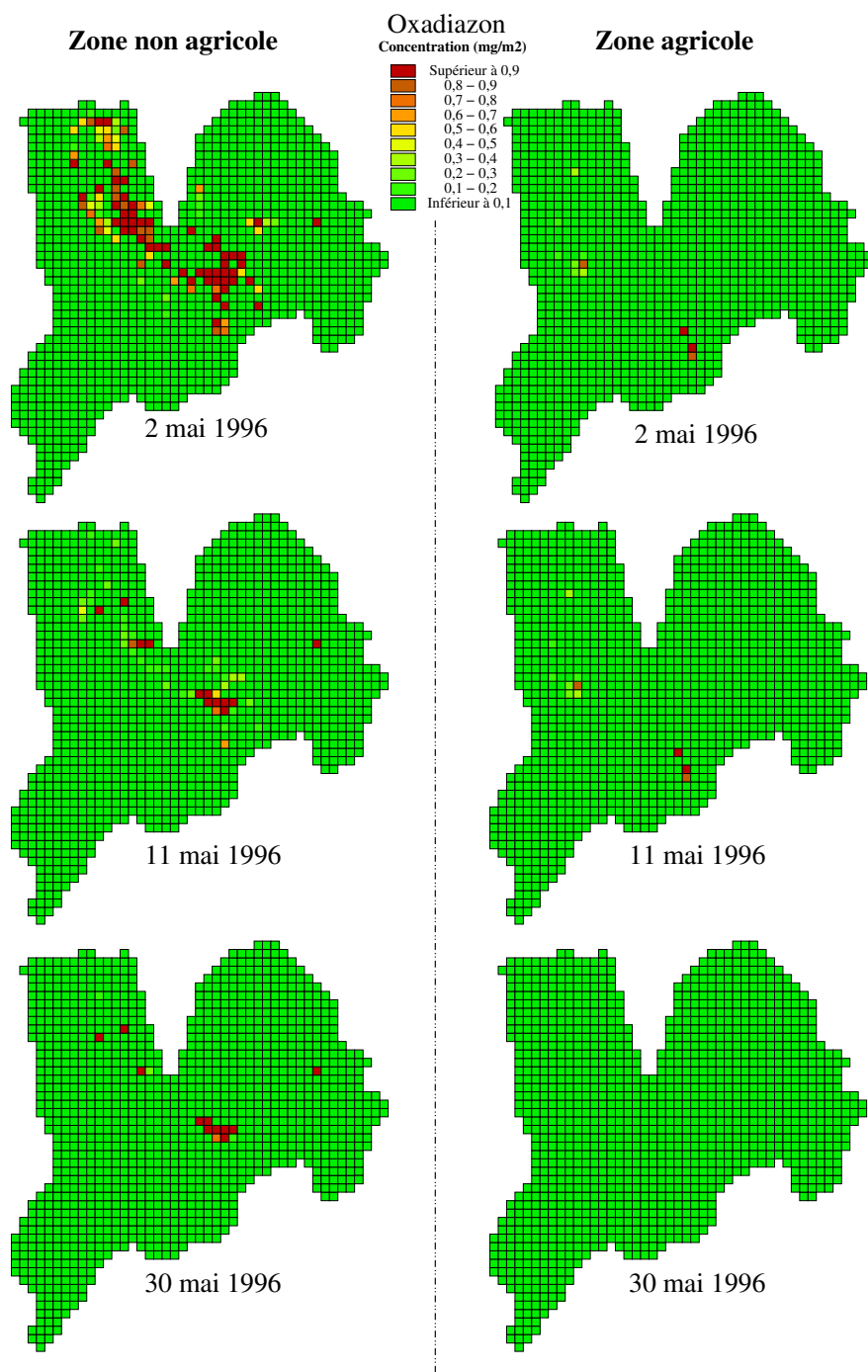


FIG. III.9 – Quantité d'oxadiazon à la surface du bassin, 1 jour, 10 jours et 30 jours après son épandage sur les vignes et les vergers (colonne de droite) ou sur les zones urbaines (colonne de gauche) au cours de la simulation du 1^{er} mai 1996 au 30 avril 1997.

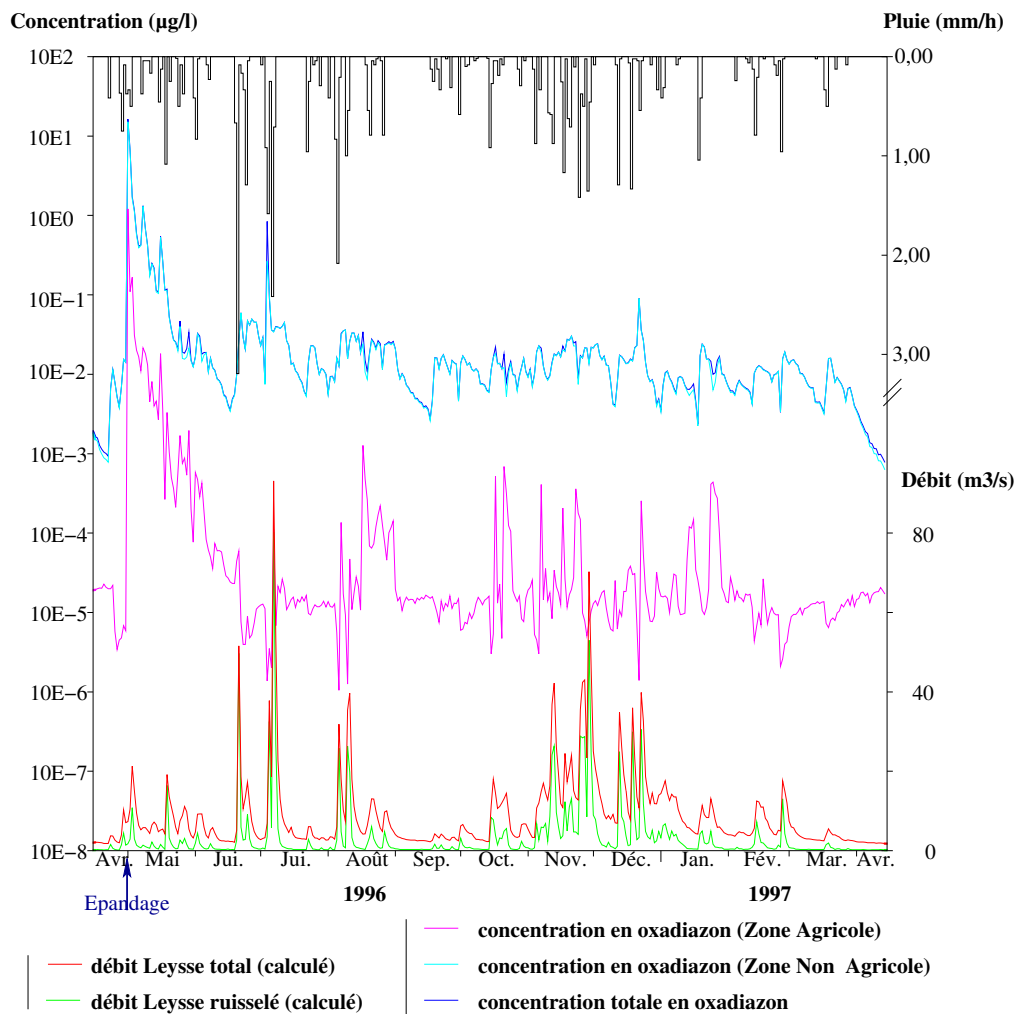


FIG. III.10 – Évolution de la concentration d'oxadiazon de la Leyse au cours de la simulation ; les contributions des zones agricoles et non agricoles sont distinguées.

Dans le mois qui suit l'épandage, les contributions à la concentration des zones agricoles et de la zone non agricole diffèrent d'un ordre de grandeur, celle de la zone agricole étant la plus faible. Cette différence s'explique par les quantités répandues sur chacune de ces zones (25 Kg pour la zone agricole et 120 Kg pour la zone non agricole (cf. § III.4.2, p. 88)).

Dès la mi-juin, l'écart entre les deux courbes s'accroît : il est d'environ deux ordres de grandeur, et ce jusqu'à la fin de la simulation. La répartition et l'extension des zones d'épandage expliquent ce phénomène. La zone agricole prise en compte occupe 1,8 % du bassin, tandis que les zones urbaines occupent 14,7 % de celui-ci (cf. § III.4.2, p. 88). Ainsi, bien que la quantité de produit épandue soit très inférieure dans la zone agricole, la concentration de produit sur le sol est cependant plus élevée ($\approx 4,5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ pour la zone agricole et $\approx 2,6 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ pour la zone non agricole). En outre, la solubilité de l'oxadiazon n'est pas un facteur limitant la dissolution du produit dans les eaux de pluie. Ainsi, lorsqu'une pluie survient, l'oxadiazon est dissous en plus grande quantité sur les zones agricoles qu'ailleurs, ce qui a deux conséquences :

- un appauvrissement en produit plus rapide des surfaces agricoles ;
- la variation de concentration au cours de la simulation est plus importante pour la zone agricole que pour la zone non agricole.

III.4.5 Conclusion

L'oxadiazon épandu sur le bassin versant a, pour l'essentiel, été exporté par les eaux 1 mois après la date d'épandage. Dans le même temps, les cours d'eau, et principalement la Leysse, présentent des concentrations fortes pouvant conduire à dépasser largement le seuil de potabilité ($0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) sur de courtes périodes au début de la simulation (pendant 1 mois environ).

Cette simulation met clairement en évidence un transport rapide des substances par entraînement dans les eaux de surface à l'occasion des pluies qui surviennent sur le bassin. Ce phénomène de transport est prédominant pour l'oxadiazon, mais également pour les autres substances étudiées (atrazine en particulier).

Enfin, la concentration en oxadiazon dans la Leysse doit principalement être attribuée aux apports d'origine non agricole.

III.5 Le diuron

Le diuron est un herbicide de la famille des urées substituées et est absorbé par les racines des adventices. Dans le monde agricole, il est principalement utilisé sur les vignes et les vergers. Par ailleurs, il est épandu au printemps, le plus souvent sous forme de poudre mouillable (Dubois, 1985).

La problématique du diuron est similaire à celle de l'oxadiazon à ceci près que la quantité de produit introduite sur le bassin par des usages non agricoles est à peu près identique à celle imputable aux usages agricoles et les quantités totales utilisées beaucoup plus importantes.

En zone non agricole, le diuron est épandu dans le but de désherber les voies de communication, mais également pour l'entretien des zones aéroportuaires, etc. Les particuliers l'utilise également dans de fortes proportions. Ainsi environ 75 % du diuron épandu est d'origine non agricole).

III.5.1 Description des scénarios simulés

Comme précédemment, trois simulations ont été réalisées :

1. la première simule une contribution de deux sources : agricole et non agricole ;
2. la seconde ne tient compte que des apports non agricoles, le produit étant épandu sur les seules zones urbaines ;
3. la troisième tient compte uniquement des apports provenant des usages agricoles du produit.

Ces simulations ont pour but de connaître, pour des quantités très différentes de celles de l'oxadiazon, la proportion de produit imputable respectivement à l'un ou l'autre des usages agricole et non agricole.

III.5.2 Paramètres de la simulation

Le diuron est caractérisé dans le modèle par les paramètres chimiques donnés dans le tableau III.4 ci-après.

Afin d'étudier les conséquences d'un épandage étalé dans le temps, contrairement aux autres simulations, le diuron a été épandu quotidiennement pendant tout le mois d'avril.

Paramètre	Valeur
Solubilité (S)	42 mg · l ⁻¹ (Wauchope et al., 1992)
Temps de demi-vie du produit (T _{1/2}) (milieu aéré)	90 jours (Wauchope et al., 1992)
Temps de demi-vie du produit (T _{1/2}) (milieu non aéré (zone saturée))	3 ans (SOGREAH-LHF, 1997)
Coefficient d'adsorption relatif en carbone organique du produit (K _{oc})	42 ml · g ⁻¹ (Wauchope et al., 1992)
Coefficient d'adsorption du produit sur le sol (K _d)	1,05 ml · g ⁻¹

TAB. III.4 – Paramètres chimiques du diuron

La quantité de diuron épandue est d'environ **290 kg** sur les zones agricoles du bassin et de **230 kg** sur les zones non agricoles. Ces quantités sont jugées réalistes par les gestionnaires.

Les zones d'épandage du diuron sont les mêmes que celles de l'oxadiazon (cf. § III.4.2, p. 88 et, en particulier, la figure III.5 (p. 89)).

La période de simulation intervient après 7 ans d'initialisation et s'étend du **1^{er} avril 1996 au 15 mai 1997**.

III.5.3 Simulation de l'ensemble des apports (agricole et non agricole)

III.5.3.1 État du bassin à la fin de l'initialisation

Comme le montre la figure III.11 (p. 111) et comme dans le cas de l'oxadiazon, à la fin de la phase d'initialisation, le diuron est presque entièrement lessivé de la surface du bassin. Seules 6 mailles présentent des concentrations supérieures à 0,1 mg · m⁻².

III.5.3.2 La surface du bassin

La figure III.11 représente la distribution spatiale des quantités de diuron présentes à la surface du bassin pour quelques dates qui suivent le début de la période de simulation (les 15 et 30 avril et les 15 et 30 mai).

Au cours du mois d'avril, mois pendant lequel l'épandage est supposé quotidien, le produit est significativement présent sur le bassin. Le 15 avril, cependant, le nombre de

mailles dont la concentration dépasse $0,1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ est perceptiblement plus élevé que le 30 avril. Cette différence est une conséquence des conditions météorologiques : en effet, le 30 mars, contrairement au 15 mars, il a plu environ 24 mm de pluie sur le bassin les deux jours précédents. Ainsi, dès la période d'épandage, une partie du produit est exportée selon les pluies qui surviennent. Cette exportation se poursuit après la fin de la période d'épandage, jusqu'à épuisement du produit. Cette situation est presque atteinte à la fin du mois de mai : les quantités de produit à la surface du bassin sont alors quasiment identiques à celles connues avant le début de la simulation.

III.5.3.3 Évolution de la concentration dans la Leyse

La figure III.12 (p. 112) présente la concentration en diuron dans la Leyse à la station du pont du Tremblay au cours de la période de suivi.

L'évolution de la concentration s'explique, pour le diuron comme pour l'oxadiazon (cf. § III.4.3.3, p. 92), principalement par une exportation prédominante du produit par les eaux de ruissellement.

En effet, le diuron est rapidement exporté de ses zones d'épandage et conduit à des concentrations élevées (supérieures au taux admissible). L'étalement des apports pendant un mois réduit cependant la concentration maximale par rapport à celle obtenue pour un épandage concentré sur une journée. En effet, dans ce cas, une simulation parallèle dans laquelle seules les dates d'épandage sont modifiées (le produit est épandu le 1^{er} mai) montre que la concentration maximale atteint des valeurs comprises entre 40 et 45 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, alors que, pour la présente simulation, la valeur maximale dépasse à peine 2 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$.

Par ailleurs, les concentrations diminuent rapidement après la fin des épandages. Cette durée est plus courte que dans le cas d'un épandage sur une journée, ce qui est imputable aux plus faibles quantités de produit épandu chaque jour et à leurs exportations régulières vers les cours d'eau. L'étalement des épandages dans le temps explique les concentrations moindres et leur diminution rapide après le dernier d'entre eux.

III.5.4 Apports de la zone agricole et de la zone non agricole

Deux simulations complémentaires permettent de dissocier les apports de diuron provenant de la zone non agricole et les autres. La figure III.13 (p. 113) présente sur un même graphique les concentrations suivantes : la concentration totale en diuron, celle issue des zones agricoles et celle issue des zones non agricoles.

Les quantités épandues dans l'une et l'autre zone sont équivalentes. Cependant, la figure III.13, p. 113 indique qu'au début de la simulation le diuron d'origine agricole est responsable d'une grande part de la concentration dans la Leysse au pont du Tremblay.

Comme précédemment, cette situation naît du fait que les zones non agricoles sont plus étendues, ce qui, à part environ égales de quantités de produit épandues sur les deux zones, entraîne une concentration surfacique moins élevée sur les zones non agricoles que sur les zones agricoles. Aussi, comme pour l'oxadiazon, le diuron est exporté plus fortement au début de la simulation en-dehors des zones agricoles, tandis que les zones non agricoles fournissent des quantités moins élevées, mais plus longuement.

III.5.5 Conclusion

Cette simulation montre que les modes de transfert du diuron au sein du bassin ne sont pas différents de l'oxadiazon. Elle confirme ainsi un mode d'exportation qui repose essentiellement sur un entraînement par ruissellement des produits épandus sur le bassin.

L'originalité de cette simulation, qui consiste en des épandages étalés dans le temps, a permis de montrer que les concentrations de produit dans la Leysse sont alors amoindries. Cependant, la concentration de fond, que connaît la Leysse longtemps après les périodes d'épandage, reste identique à celle qui serait obtenue lorsque le produit est épandu en une seule journée.

III.6 Les accidents de transport

III.6.1 Description des scénarios simulés

Trois scénarios de pollutions accidentelles dues au transport ont été étudiés.

1. Les hauteurs du bassin (plateau du Mont Revard notamment) accueillent quelques activités touristiques (ski, tourisme de montagne), mais ne sont pas complètement à l'abri d'une contamination inattendue. Bien que cet endroit ne soit pas doté d'un réseau de communication très développé, son caractère karstique rend les eaux particulièrement vulnérables. Le déversement accidentel à « La Féclaz » sur le plateau du Mont Revard (coordonnées Lambert II carto référées au méridien de Paris : 884 600 m, 2078 100 m) d'un produit a été simulé, dans des conditions météorologiques défavorables (pluies), celles du 18 avril 1995.

2. Un pipeline s'est rompu au lieu dit « le Buisson Rond » (coordonnées Lambert II carto référées au méridien de Paris : 880 750 m, 2 069 250 m) (cf. § 1.4.2.2, p. 23). Cette situation a été simulée par l'injection d'un traceur passif le 23 mars 1992.
3. Sur le plan des transports, l'endroit le plus vulnérable du bassin du point de vue des gestionnaires est situé à la sortie du « Tunnel des Monts » à Chambéry. Cette chaussée accueille un trafic de véhicules important composé, entre autres, de nombreux poids lourds. Si un accident se produit à cet endroit, les produits éventuellement déversés seront immédiatement entraînés vers la Leysse par le réseau d'évacuation. Le temps mis par les services concernés pour contenir une telle contamination est estimé à 30 minutes environ. Une simulation tient compte de ces conditions de contamination.

Toutes les simulations fondées sur le scénarios décrits ci-dessus permettent de suivre l'impact d'une contamination ponctuelle et accidentelle sur le bassin versant de la Leysse.

III.6.2 Paramètres des produits

Pour appréhender de telles situations sur le bassin versant de la Leysse un « traceur » inerte d'un point de vue chimique a été utilisé dans les simulations décrites ci-après (MIKE SHE WM+AD) ce qui maximise les risques de contamination des eaux par lesivage.

Il n'est pas possible de connaître la quantité de produit qui pourrait être accidentellement introduite dans le milieu ; aussi, le traceur a-t-il été injecté ponctuellement dans une proportion unitaire pour chacune des simulations, en surface ou directement dans les cours d'eau.

III.6.3 Déversement d'une substance sur le plateau du Mont Revard

Le traceur est introduit lors de conditions météorologiques défavorables, c'est-à-dire le 18 avril 1995, jour au cours duquel 55 mm de pluie sont tombés sur le plateau. La période de simulation couvre les 3 mois suivants.

III.6.3.1 Les eaux de surface

La nature karstique du terrain implique l'apparition rapide et soudaine du produit dans les eaux de surface. Le traceur a été introduit sur le bassin d'alimentation de l'exurgence de la Doriaz (Plateau du Mont Revard) cours d'eau dans lequel il réapparaît. La

figure III.14 (p. 114) représente l'évolution des quantités de traceur à la station de Lovettaz, située à l'aval de l'exurgence.

Elle montre que :

- l'apparition du traceur à la station hydrométrique de Lovettaz se fait très rapidement après l'introduction du produit, la première décharge de traceur est détectée le jour-même de son introduction ;
- les pics de décharge du produit dans la Doriaz coïncident avec les crues ;
- au paroxysme des pics de décharge, les quantités sont faibles par rapport à la quantité introduite (au maximum 4,1 % de la masse introduite est écoulé en 1 journée, mais en moyenne $0,23 \% \cdot \text{jour}^{-1}$ de la masse transite par Lovettaz) ;
- 3 mois environ après leur introduction, les quantités de traceur diminuent significativement et, surtout, durablement : (après trois mois écoulés, environ 90 % du traceur introduit a transité par Lovettaz).

Au-delà de cette description des quantités de produit dans les eaux de la Doriaz, la figure III.14 (p. 114) montre clairement que, pour être mobilisé, le traceur a besoin qu'une quantité d'eau suffisante transite dans le milieu où il séjourne, en l'occurrence dans ce cas le milieu souterrain karstique, et cette quantité doit être d'autant plus élevée que le traceur dans le milieu est présent à une faible concentration.

La simulation nous montre que les quantités de traceur dans le cours d'eau reste relativement faibles, atteignant au maximum la valeur de $4 \cdot 10^{-2} \text{unité} \cdot \text{jour}^{-1}$ au cours de cette période. Les quantités de traceur exportées et le débit étant synchrones, quelques hausses de la concentration sont, tout au plus, significatives, lors des épisodes de crues succédant immédiatement à l'introduction du traceur.

De plus, la concentration en traceur dans la Leysse au pont du Tremblay indique que celle-ci est entre 10 à 40 fois inférieure à celle détectée à Lovettaz, dans la Doriaz. Le taux de cette dilution varie d'un épisode pluvieux à l'autre, particulièrement en fonction de la répartition de ce dernier sur le bassin : un épisode pluvieux qui affecte principalement le sous-bassin de l'Hyère, éloigné de la zone d'introduction du produit, par exemple, entraîne une dilution plus forte qu'un épisode localisé sur le bassin d'alimentation de la Doriaz. En outre, environ 6 heures sont nécessaires pour qu'un pic apparu à Lovettaz soit transmis au lac.

Enfin, la Doriaz alimentant la Leysse à l'amont des couches aquifères, le traceur peut être transporté jusque dans la couche aquifère.

III.6.3.2 Les eaux souterraines

La figure III.15 (p. 115) montre la répartition du traceur dans la nappe à la fin de la période de simulation.

Les quantités qui atteignent la nappe sont extrêmement faibles : en tout, moins de 5 % du traceur a atteint cette dernière après 3 mois de simulation. De plus, le traceur est fortement dilué : les concentrations simulées dans la nappe sont inférieures de 5 ordres de grandeur à celles simulées dans la Leysse.

La répartition du traceur dans la nappe témoigne de l'alimentation de celle-ci par la rivière, puisque les zones les plus contaminées sont situées à proximité de la Leysse. Les plus grandes quantités de traceur sont transmises par la rivière durant les périodes de fort débit. Or, ces périodes sont également celles durant lesquelles la proportion d'eau de la rivière qui alimente la nappe est la plus faible, ce qui explique la faible vulnérabilité de la nappe à ce type d'évènement.

III.6.3.3 Conclusion

Un scénario de décharge accidentelle de produit sur le plateau du Mont Revard entraîne une contamination de la Doriaz très rapidement après l'évènement (au bout de quelques heures).

Une partie de la substance est temporairement immobilisée au sein même des terrains karstiques, mais est restituée petit à petit au cours des événements pluvieux qui surviennent jusqu'à 3 mois après l'injection du traceur sur le plateau du Mont Revard.

La Leysse, à son exutoire, transmet la majeure partie du traceur, mais ce dernier est en moyenne dilué 20 fois par rapport aux taux simulés à l'exurgence de la Doriaz.

Les eaux souterraines sont touchées par le traceur dans un rapport extrêmement faible par rapport aux eaux de surface.

III.6.4 Déversement accidentel à proximité du lieu dit « Buisson Rond » à l'amont de Chambéry

L'étude concerne les conséquences d'une rupture similaire à celle du pipeline (cf. § III.6.1, p. 102). Faute de connaître suffisamment bien les caractéristiques exactes des produits déversés (viscosité, masse volumique, solubilité, etc.) lors de cet événement, un

traceur passif est utilisé. Il est injecté le 23 mars 1992 sous la forme d'un pic normé au lieu dit « Buisson Rond » (cf. figure III.16, p. 116).

Cette simulation est particulièrement appropriée pour l'étude d'une contamination accidentelle des eaux souterraines, car la majeure partie du produit est drainée vers la nappe (comme lors de l'accident réel). Nous nous attacherons donc ici à décrire en particulier l'évolution du produit dans les eaux souterraines.

Les cartes de la figure III.17 (p. 117) montrent l'évolution de la répartition spatiale du traceur dans la nappe durant 4 ans environ : le traceur se répand dans la nappe à partir du lieu du déversement.

Les concentrations les plus fortes dans la nappe sont enregistrées au mois de juillet 1992. Une grande partie du traceur s'y est, en effet, écoulée, mais n'a pas encore eu le temps de se disperser et donc de s'y diluer.

Le traceur est ensuite transporté dans les eaux souterraines, de l'endroit où celui-ci s'est déversé vers l'exutoire de la nappe. Tout en étant drainé, le traceur, par un effet de dispersion hydrodynamique, se répand dans de nombreuses mailles de simulation. La dispersion du produit s'accompagne d'une dilution qui fait décroître sa concentration. L'expansion du panache dans la nappe s'accroît jusqu'en décembre 1995.

À cette date, en effet, le traceur a en partie atteint la limite nord de la nappe depuis 2 ans environ. Or cet endroit constitue également l'exutoire le plus important de la nappe : le ruisseau du Belle-Eau (cf. § I.3.3.2, p. 19). Ainsi, 2 ans après l'introduction du traceur en amont de Chambéry, celui-ci atteint ce cours d'eau et est alors transporté rapidement vers le lac du Bourget par les eaux de surface.

Cependant, la dispersion et la dilution qui y est conséquente induisent des concentrations très faibles (10^{-6} unité \cdot m⁻³ environ) dans ce cours d'eau en comparaison à la dose introduite initialement.

La figure III.18 (p. 118) présente l'évolution de la concentration en traceur dans les eaux de la nappe à l'aplomb du puits des Îles.

La concentration augmente significativement au puits des Îles 1 an après l'introduction du produit. Sa progression est alors régulière pendant 1 an et 3 mois pour atteindre un maximum au cours du mois de juillet 1994. La valeur atteinte alors est très faible en comparaison de la quantité de produit introduite de l'ordre de $2 \cdot 10^{-7}$ unité \cdot m³. La concentration décroît ensuite jusqu'à la fin de la simulation, sans cependant atteindre une concentration nulle.

Cette simulation renseigne sur l'évolution d'une pollution accidentelle, qui affecterait principalement la nappe chambérienne. Le produit est très dilué dans la nappe et se propage à des vitesses de l'ordre de $3 \text{ km} \cdot \text{an}^{-1}$.

III.6.5 Déversement accidentel au « tunnel des Monts »

Ce scénario simule le cas d'un déversement de produit dû à un accident de transport à un endroit qui affecterait rapidement la Leysse. En effet, les terrains sont à proximité du tunnel, imperméabilisés, et le réseau de drainage enverrait une substance éventuelle directement de la chaussée vers ce cours d'eau. Le traceur passif utilisé est directement introduit dans la Leysse.

La simulation est effectuée sur la période du 5 au 10 juillet 1997, le début de celle-ci coïncidant avec un épisode de hautes eaux dans la Leysse. Pour être en accord avec les données d'entrée du modèle, une quantité unitaire est introduite pendant 24 heures.

La figure III.19 (p. 119) présente la concentration en traceur et le débit de la Leysse au Pont du Tremblay pendant une durée de 5 jours.

La concentration en traceur augmente en 3 heures pour atteindre son maximum. Elle connaît au début de sa progression un intense pic de concentration. En effet, dès le début de la simulation, une forte quantité de produit s'écoule dans la Leysse, alors que la crue n'a pas atteint son maximum. La dilution du produit est donc plus faible que lors des heures qui suivent l'événement, ce qui explique le pic qui se produit dès l'arrivée du produit à la station.

L'existence même du pic préliminaire nous renseigne sur la manière dont sont transmises les eaux. Faute de meilleure information, le modèle est forcé par la pluie moyenne journalière. Pluie et produit sont ainsi introduits de façon synchrone. Cependant, le produit arrive légèrement avant les eaux de la pluie qui ont ruisselé, et donc la concentration du traceur connaît un pic préliminaire. Ainsi, les eaux de la rivière proviennent principalement de l'amont de l'accident.

À la suite de ce pic, 6 heures environ après le début du déversement, le débit et la concentration se stabilisent jusqu'à la fin de l'événement.

La quantité de traceur emporté (qui n'est pas présentée) produit un créneau de produit qui transite par la station de Pont du Tremblay. Le créneau coïncide avec celui de concentration représenté à la figure III.19. Cependant, à la différence de ce dernier, il ne présente pas de pic préliminaire. Enfin, il permet de déterminer que plus de 80 % du traceur a transité par le Pont du Tremblay le jour même du déversement.

Par ailleurs, seule une infime partie du produit est drainée vers la nappe. Les concentrations simulées sont de 9 ordres de grandeur inférieure à celles connues dans la rivière.

Cependant, la simulation montre que le traceur ne subit pas de forte dispersion entre le tunnel des Monts et l'exutoire de la Leysse et que c'est surtout l'intensité du débit qui détermine la concentration dans la rivière. La quasi-totalité du produit se retrouve à l'exutoire très rapidement après son déversement ; c'est-à-dire au plus tard, 30 heures après le déversement, le produit est entré dans le lac.

III.7 Pollutions industrielles

Les zones industrielles autour de Chambéry constituent un important parc industriel, comme par exemple, la zone industrielle de Bissy). Les industries contrôlent le rejet de leurs effluents qui, en régime normal rejoignent, après traitement, la galerie d'évacuation vers le bassin du Rhône (cf. § I.4.2.2, p. 23). Malgré ces précautions, toute pollution accidentelle ne peut pas être écartée. Ainsi, quelques pollutions ont pu être déplorées ; par exemple le ruisseau du Belle-Eau a subi une pollution à la suite du dysfonctionnement d'un abattoir. Mais, selon les gestionnaires, l'Erié, dans la zone industrielle de Bissy, affluent de la Leysse, est le plus vulnérable aux pollutions industrielles.

III.7.1 Description des scénarios simulés

Deux simulations ont été effectuées afin de saisir l'impact d'un tel déversement, dans des conditions hydrologiques différentes :

- un traceur passif a directement été introduit en période d'étiage dans l'Erié ;
- le même traceur a été déversé en période de crue.

Ces simulations prennent en compte un déversement pendant 24 heures (pour être en accord avec les données de forçage du modèle (cf. § III.6.5, p. 107)) d'une quantité unitaire d'un traceur passif dans l'Erié.

III.7.1.1 Déversement accidentel dans la zone de Bissy, lors d'un étiage

Pour cette simulation, le traceur est introduit le **3 juillet 1997**, en pleine période d'étiage de la Leysse. La simulation se poursuit jusqu'au **8 juillet 1997**.

La figure III.20 (p. 120) présente la concentration en traceur dans l'Erié ainsi que le débit de celui-ci à l'amont proche de sa confluence avec la Leysse.

La concentration augmente fortement 2 heures après le début du déversement et se maintient pendant toute la durée de celui-ci à un palier assez stable (environ $0,02 \text{ unité} \cdot \text{m}^{-3}$). La concentration diminue aussi soudainement qu'elle est apparue dans la rivière 7 heures environ après l'arrêt du déversement. Le créneau ainsi formé est constitué de la quasi-totalité du traceur.

Après s'être écoulé dans l'Érié, le traceur atteint la Leysse. La figure III.21 (p. 121) présente la concentration en traceur à la station du Pont du Tremblay.

Les variations de la concentration sont inversement proportionnelles au débit dans la Leysse, ce qui rappelle le rôle prépondérant du débit dans ce cas. La quantité de produit transite au Pont du Tremblay sous la forme d'un créneau, plus ou moins dilué selon les variations du débit de la Leysse. Le créneau produit lors du déversement simulé est transporté jusqu'au Pont du Tremblay en moins de 3 heures. Sa dispersion est très faible.

Enfin, la différence des taux de dilution entre l'Érié et la Leysse est de 7 environ.

Pendant une période d'étiage, le traceur injecté dans l'Érié est donc écoulé vers le lac en quelques heures seulement sans subir de forte dispersion.

III.7.1.2 Déversement accidentel dans la zone de Bissy lors d'une crue

Les conditions de cette simulation sont strictement identiques à la précédente, hormis la date à laquelle elle se produit. Ainsi, dans ce cas, elle est effectuée du **1^{er} octobre au 8 octobre 1998** et le déversement est provoqué pendant une période de crue.

Cette simulation donne des résultats similaires à ceux obtenus lors de l'étiage. Ainsi, les phénomènes qui gouvernent le transport du produit de l'endroit du déversement au lac ne sont pas modifiés et, par suite, les effets sont identiques. Seule la dilution diffère sensiblement. Ainsi, dans l'Érié, la concentration est comprise entre $0,0015 \text{ unité} \cdot \text{m}^{-3}$ et $0,0025 \text{ unité} \cdot \text{m}^{-3}$, soit environ 2 fois moins que lors de la simulation précédente, alors que le débit est environ 2 fois supérieur. Ce phénomène de dilution est strictement identique dans la Leysse à la station hydrométrique du Pont du Tremblay puisque le doublement du débit entraîne une concentration moitié moins grande de la concentration.

Ainsi lors de cette seconde simulation les phénomènes qui régissent le transport de la substance ne sont pas différents, cette seconde simulation n'apporte de ce point de vue que la confirmation de la première simulation.

III.8 Conclusion du chapitre

Au cours de ce chapitre, deux types de transferts de produit ont été étudiés sur le bassin versant de la Leysse.

Dans un premier temps, des scénarios de pollutions diffuses ont été simulés.

Un scénario d'atrazine simulé sur le long terme a montré que ce type de produit, qui n'a été utilisé qu'en agriculture, ne conduit pas à une contamination forte des eaux souterraines du bassin. Cependant, même faible, la contamination est durable puisque la concentration du produit peut, à certains endroits, continuer à croître 10 ans après la fin des épandages.

Deux autres scénarios (oxadiazon et diuron) ont permis de cerner les mécanismes d'exportation de ces substances sur le bassin sur une année. Les simulations effectuées montrent la suprématie du transfert des produits par ruissellement. Par suite, ces mécanismes entraînent de fortes concentrations dans la Leysse, peu de temps après les épandages et pendant 1 mois environ. Enfin, une concentration de fond relativement faible s'établit le reste du temps.

D'autre part, quelques simulations concernent des déversements accidentels et ponctuels de produit sur le bassin. Elles montrent que, lorsque qu'ils ont lieu dans des endroits propices au ruissellement, ceux-ci sont évacués en quelques jours par les cours d'eau. En revanche, s'ils affectent la nappe de Chambéry, ils sont fortement dilués et transitent en plusieurs années au travers de la nappe.

Les mécanismes de transfert prépondérants des substances épandues de façon diffuse sur le bassin sont essentiellement liés aux eaux de surface. Ceci fait du bassin versant de la Leysse un site particulièrement approprié pour l'étude de la vulnérabilité des eaux superficielles à l'aide d'indicateurs environnementaux.

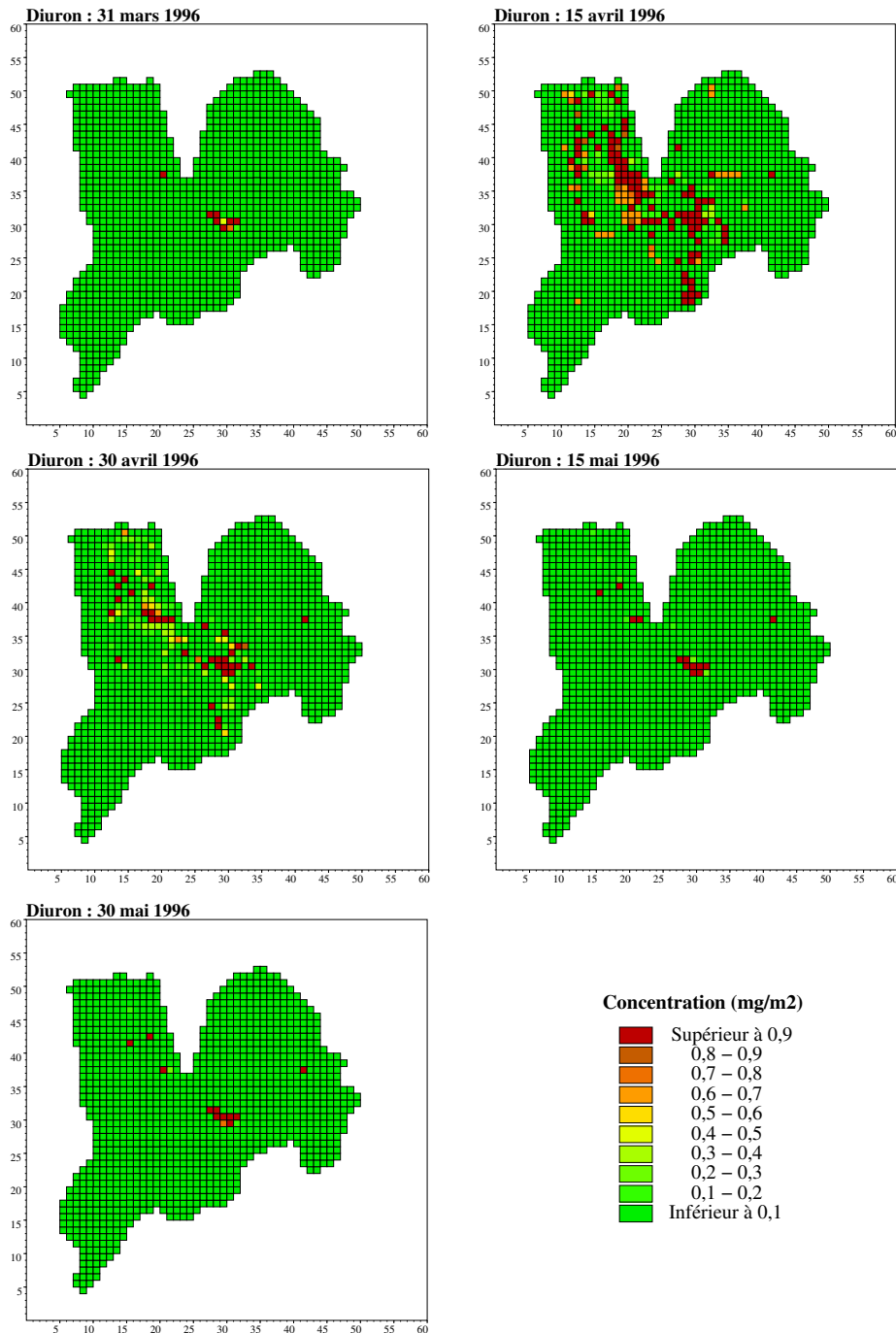


FIG. III.11 – Évolution des quantités de diuron présentes à la surface du bassin le 30 mars (fin de l'initialisation), le 15 avril et le 30 avril (pendant les épandages) et les 15 et 30 mai (après les épandages).

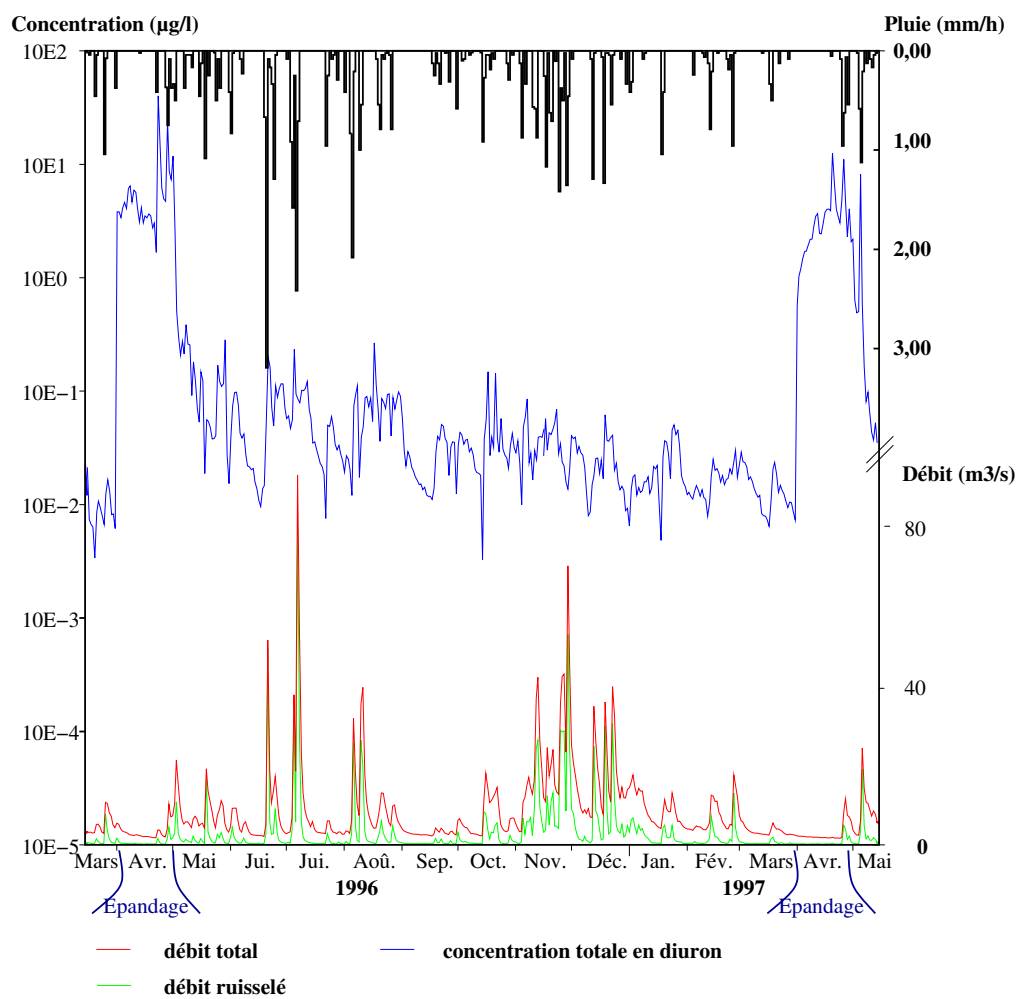


FIG. III.12 – Simulation de la concentration en diuron dans la Leyse, débit (total et ruisselé) et pluies au cours de la période de suivi, du 15 mars 1996 au 14 mars 1997.

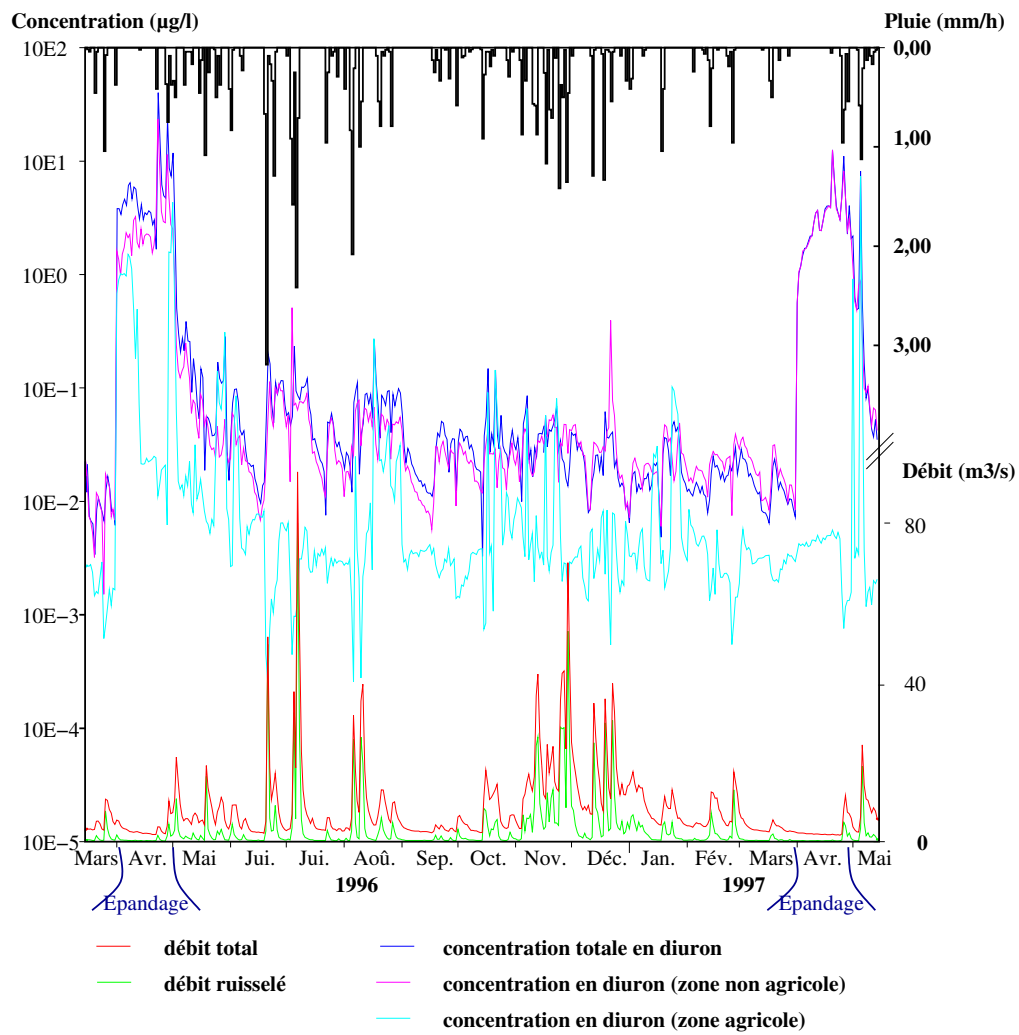


FIG. III.13 – Évolution, dans la Leyse à la station du pont du Tremblay, des concentrations en diuron provenant respectivement de la zone agricole et de la zone non agricole.

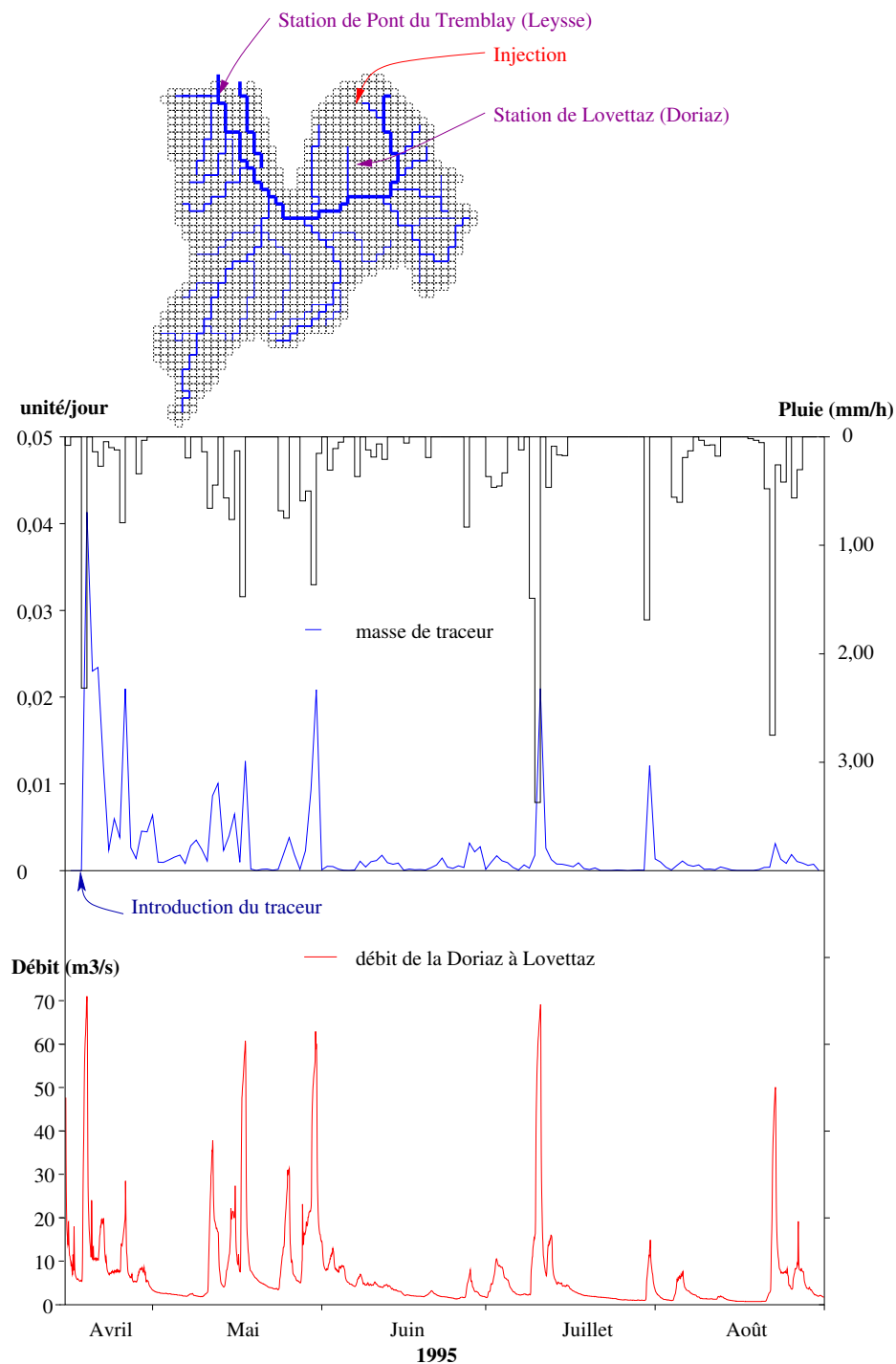


FIG. III.14 – Quantité de traceur et débit à la station de Lovettaz au cours des 3 mois qui suivent l'introduction du traceur.

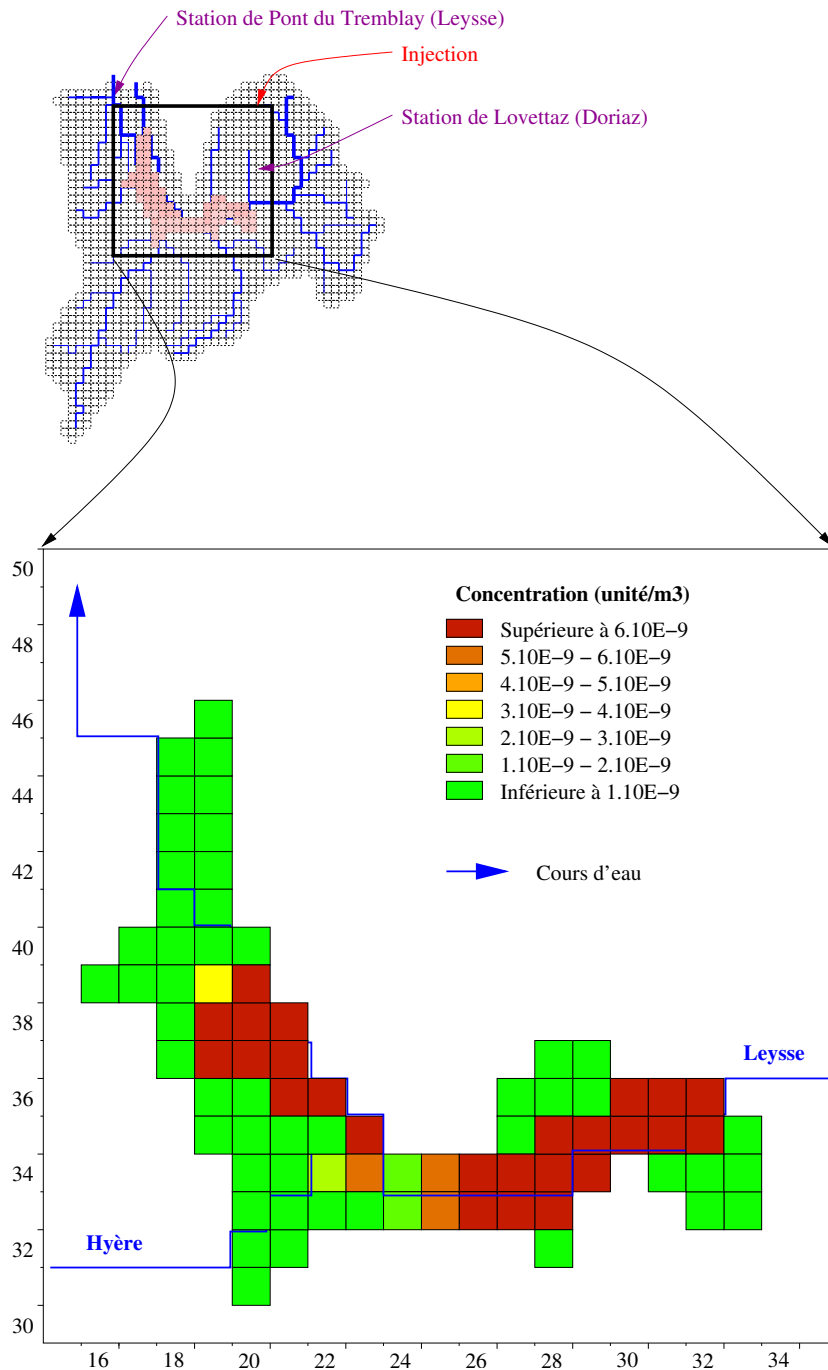


FIG. III.15 – Concentration en traceur dans la zone aquifère 90 jours environ après l'introduction de celui-ci.

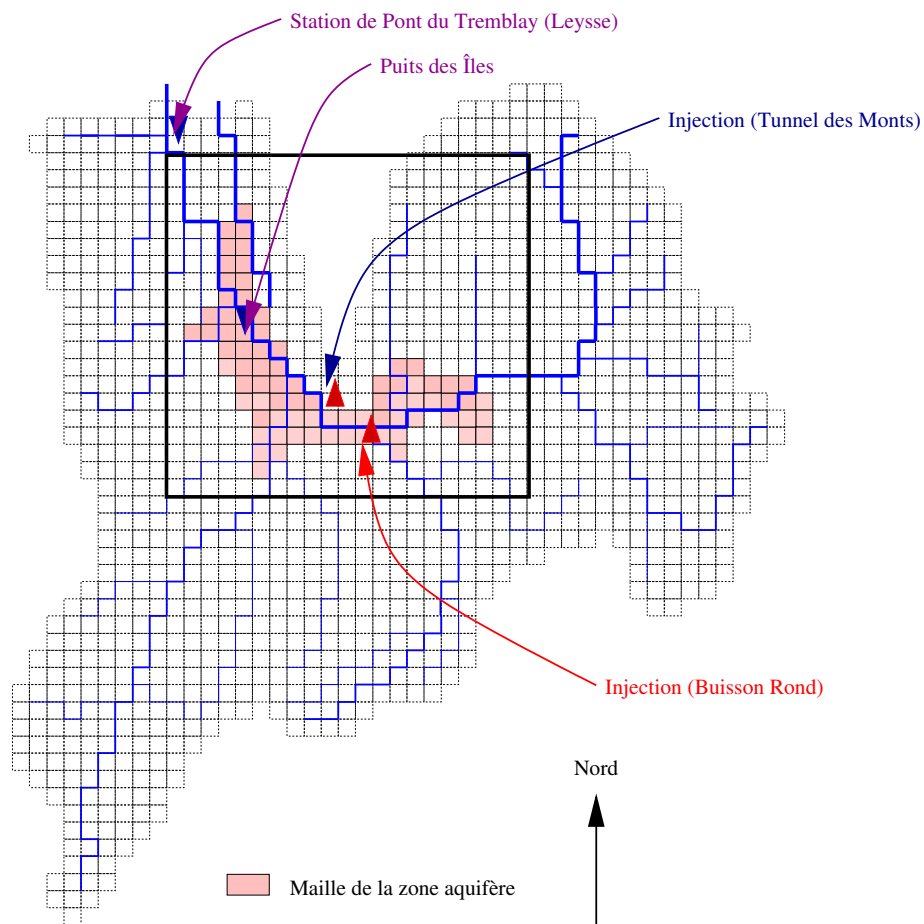


FIG. III.16 – Localisation des références du scénario de déversement accidentel d'un traceur passif à proximité du lieu dit « Buisson Rond » et localisation de l'injection du Tunnel des Monts (cf. § III.6.5, p. 107).

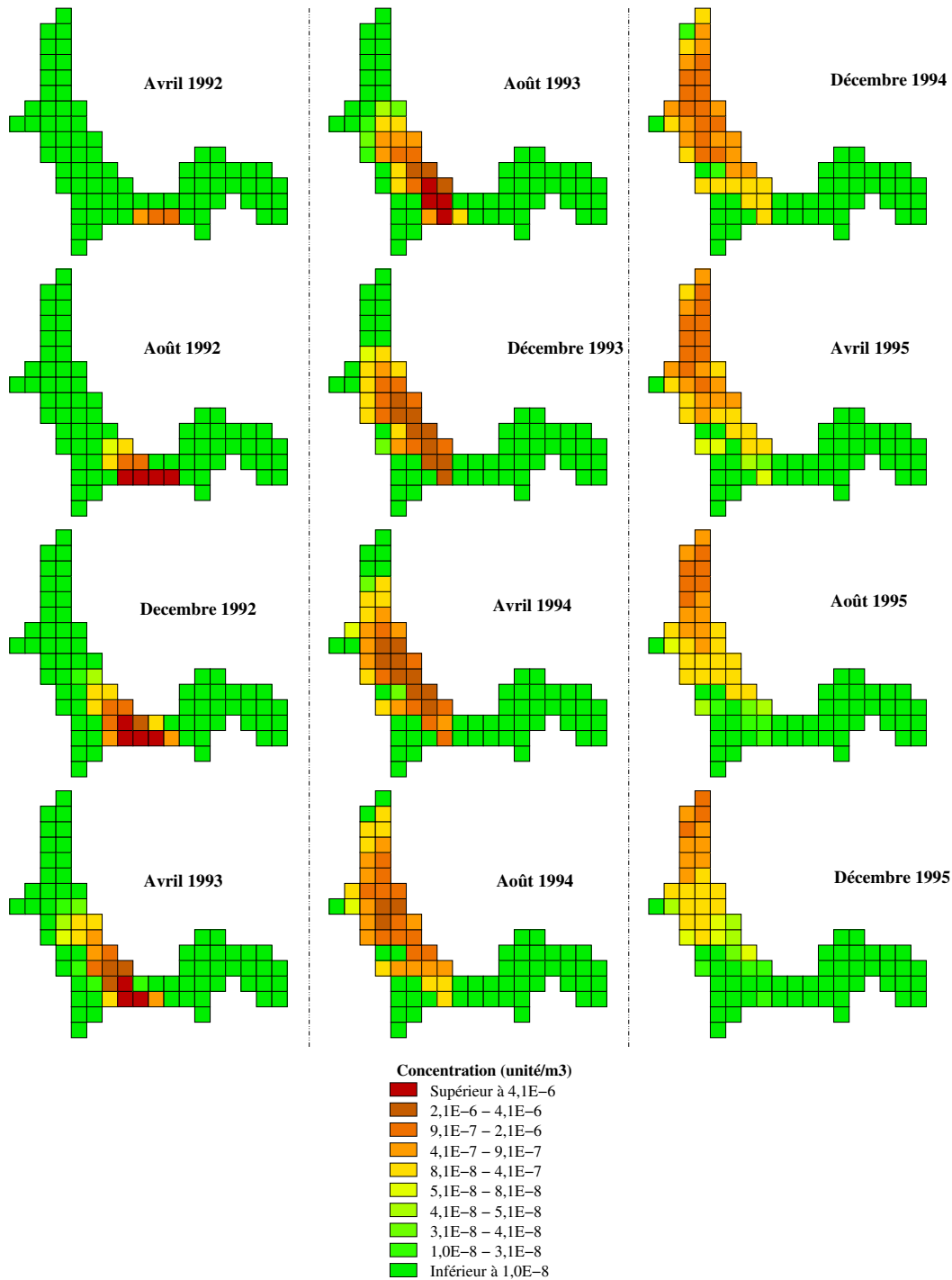


FIG. III.17 – Évolution de la concentration en traceur pendant 4 ans dans les eaux souterraines; le traceur a été déversé au lieu dit « Buisson-Rond ».

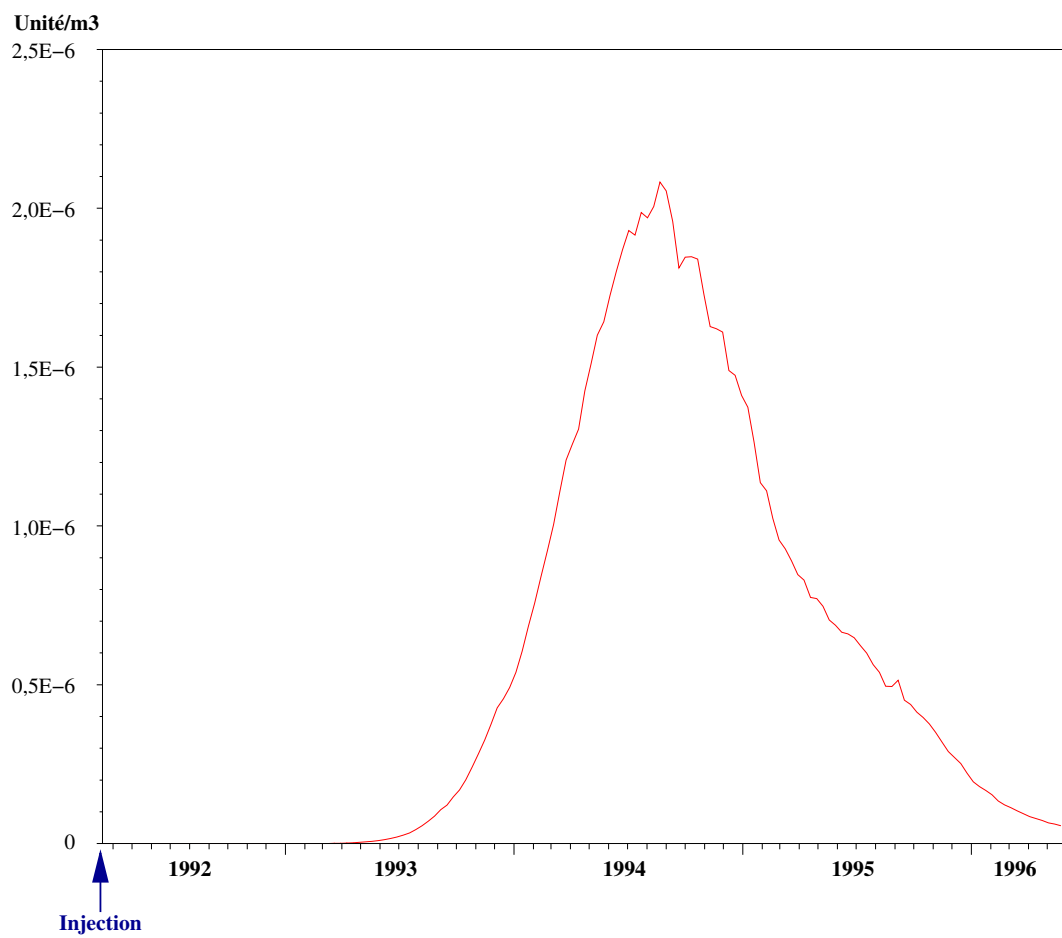


FIG. III.18 – Évolution de la concentration du traceur dans les eaux souterraines, au puits des Îles.

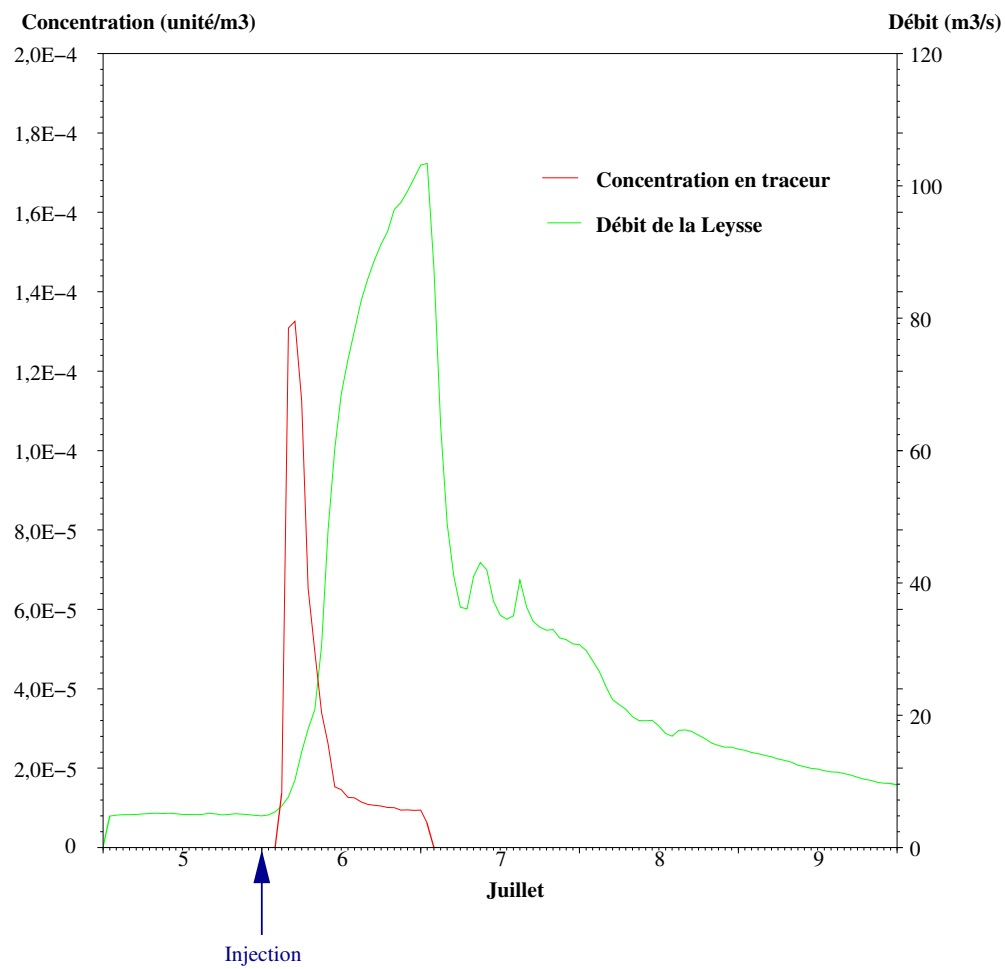


FIG. III.19 – Concentration en traceur et débit à la station du « Pont du Tremblay ».

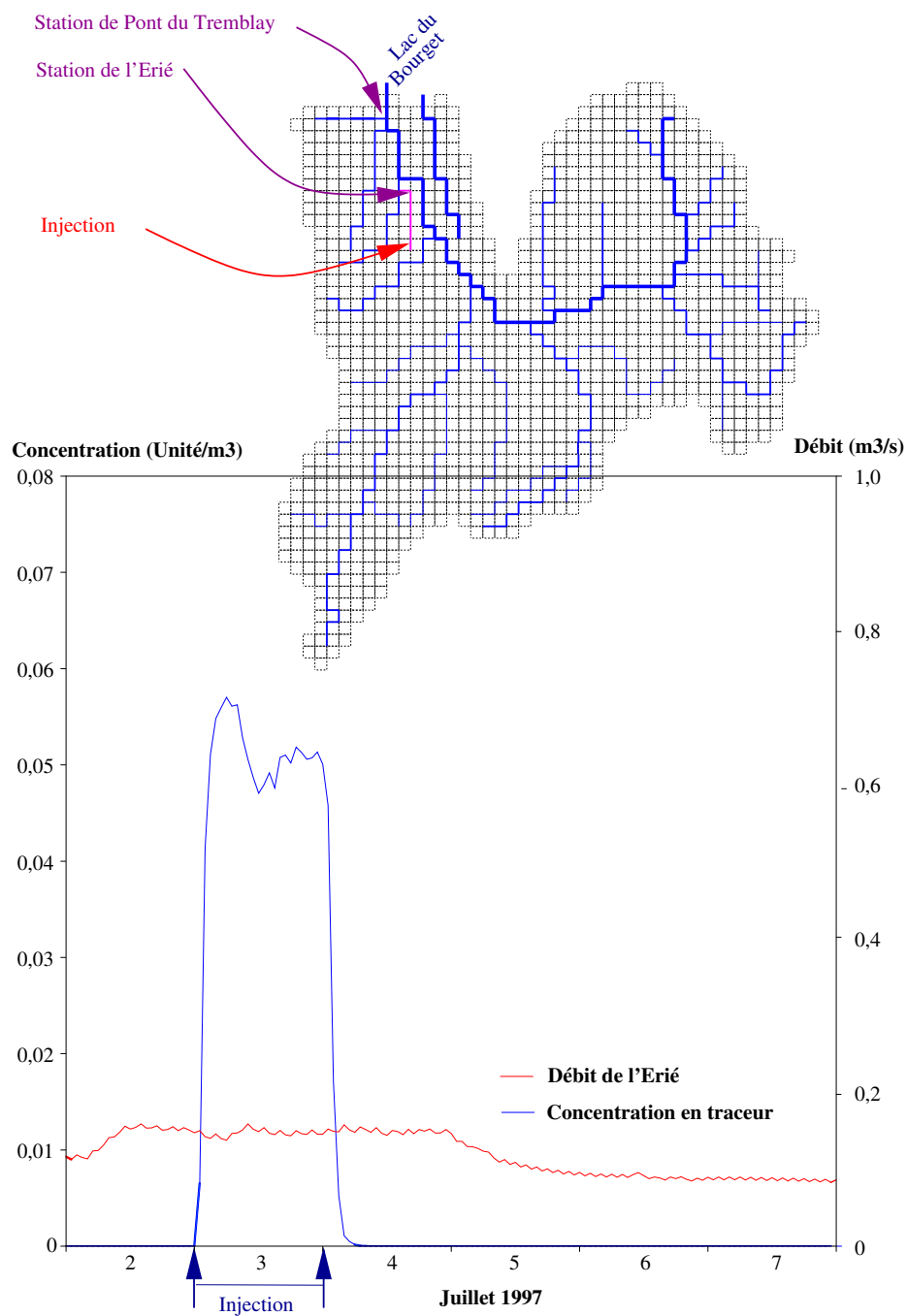


FIG. III.20 – Concentration en traceur et débit dans l'Érié à l'amont proche de sa confluence avec la Leysse pendant une semaine.

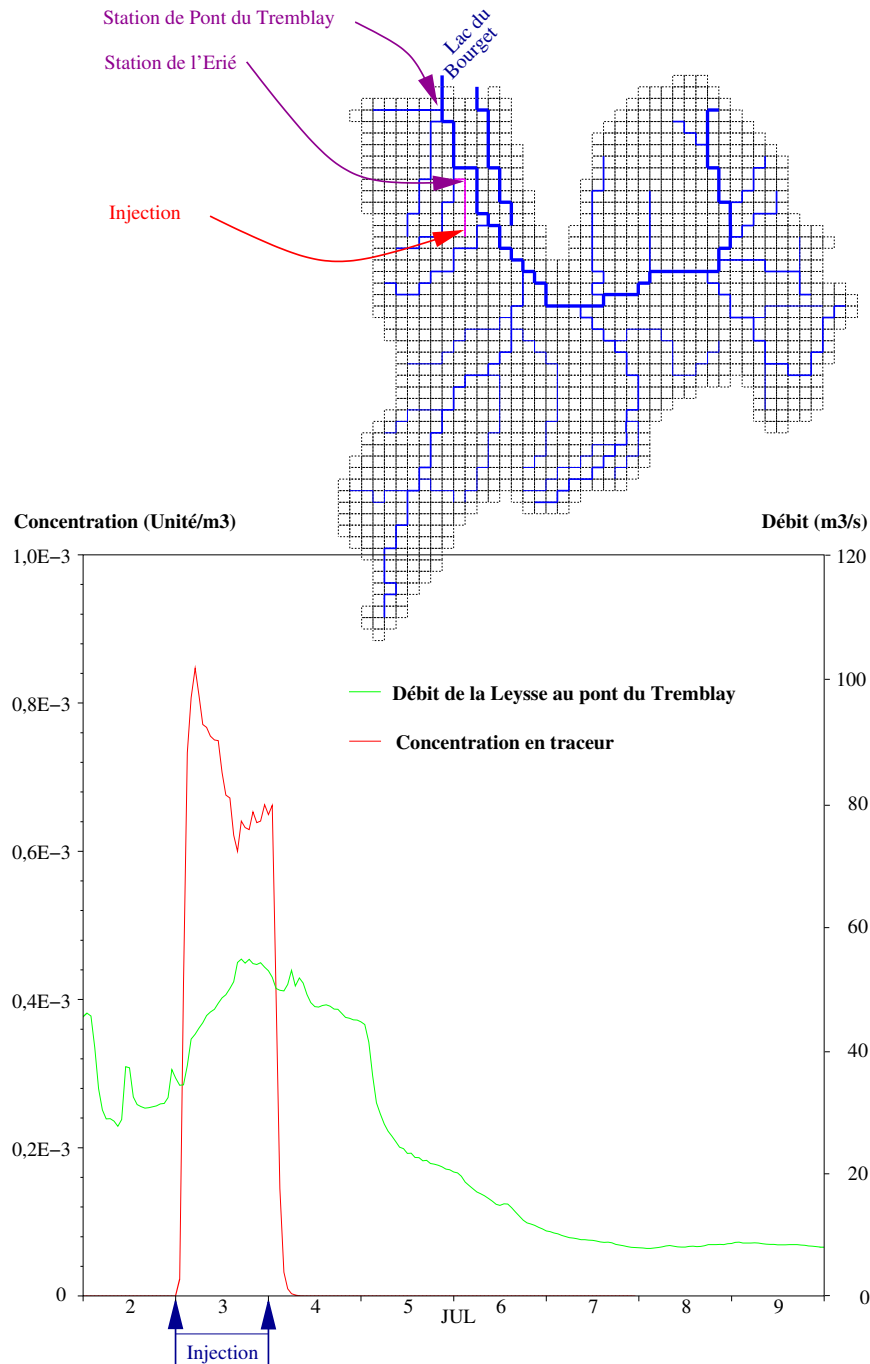


FIG. III.21 – Concentration en traceur et débit dans la Leysse à la station hydrométrique du Pont du Tremblay.

Chapitre IV

Les indicateurs environnementaux

*Au cours du présent chapitre, un indicateur environnemental est présenté. Celui-ci permet d'évaluer la répartition de la **V**ulnérabilité des **E**aux de **S**urface aux **P**roduits **P**hytosanitaires (VESPP) sur un bassin.*

*Le modèle de transport mis en œuvre au chapitre précédent (chapitre **III**) est mis à profit pour vérifier le bien fondé de la méthode de l'indicateur.*

La démarche proposée par l'indicateur VESPP, est améliorée par l'estimation de son imprécision. Cette dernière est évaluée par des concepts de logique floue, dont les résultats sont comparés à la méthode classique de Monte-Carlo.

IV.1 Fondement des indicateurs

Les phénomènes physiques sont si complexes à estimer que leur évaluation exacte est, à l'heure actuelle, coûteuse, imprécise voire parfois impossible. De plus, le manque d'informations conduit à rechercher des outils synthétiques et simples d'utilisation. Ainsi ces dernières années ont vu le développement d'indicateurs environnementaux qui se veulent représenter une vue synthétique des phénomènes associés à un milieu ; ils traduisent une action, une situation ou son évolution. Ils n'apportent pas, en général de quantification exacte des phénomènes mais une classification de leurs conséquences et sont employés pour l'évaluation, le suivi, la prévision et l'aide à la décision. Ainsi, ils permettent, entre autre, d'éclairer le décideur dans ses prises de décision, d'argumenter le débat social en alertant sur les risques ou les tensions en présentant les situations actuelles et les impacts des activités anthropiques sur l'évolution future.

Le recours à des indicateurs est au cœur de la construction scientifique et sociale des problèmes d'environnement et des processus de décision : taux de CO₂ dans l'atmosphère, taux de couvert boisé, P.I.B.(Produit Intérieur Brut), taux de pollution, etc..

IV.1.1 Guide d'élaboration des indicateurs environnementaux

Les indicateurs environnementaux se définissent en fonction d'un objectif ou d'un problème ; ils doivent être compréhensibles et sans ambiguïté pour le public auquel ils sont destinés. Ainsi, les contraintes qui président à leur élaboration sont :

- la **simplicité** : la définition des paramètres doit être claire et sans ambiguïté ;
- la **fiabilité** : l'indicateur doit en toute situation fournir un résultat aussi pertinent que possible ;
- la **fidélité** (ou univocité) : pour un jeu fixé de données, la réponse de l'indicateur est unique et reproductible.

Dès lors que l'objectif est identifié, la détermination de l'indicateur nécessite une analyse du système. D'après les travaux de l'OCDE sur la prise en compte de l'environnement dans la décision économique et sur la meilleure façon d'élaborer certains indicateurs environnementaux (OECD, 1998), un indicateur devrait :

- donner une image représentative des conditions et des pressions exercées sur l'environnement ou des réponses de la société ;
- être simple, facile à interpréter et permettre de dégager des tendances ;
- refléter les modifications de l'environnement et des activités humaines correspondantes ;
- servir de référence aux comparaisons internationales ;
- être de portée nationale ou applicable aux questions régionales ;
- avoir un objectif ou un seuil défini auquel le comparer de sorte que les utilisateurs puissent évaluer l'incidence des valeurs qui lui sont associées ;
- reposer sur des fondements théoriques pertinents en termes scientifiques et techniques ;
- être fondé sur des normes internationales et sur un consensus quant à sa validité ;
- pouvoir être rapporté à des modèles économiques, des systèmes de prévision et d'information ;
- être immédiatement disponible ou être accessible à un rapport coût/avantage raisonnable ;
- être accompagné de documentation et être de qualité connue ;
- être mis à jour à intervalles réguliers selon des procédures fiables.

IV.1.2 Indicateurs d'impact environnemental de produits phytosanitaires

La contamination de la ressource en eau par les produits phytosanitaires est un sujet de préoccupation des gestionnaires et de la population (cf. § III.1.1, p. 75). Les ressources souterraines, en particulier, constituent une réserve importante d'eau ; aussi, les risques qu'elles encourent ont largement été étudiés. Cette attention particulière n'est pas uniquement motivée par le caractère stratégique de ces réserves, elle l'est également pour les durées, généralement longues, de leur renouvellement.

Les difficultés de l'évaluation des risques ou des impacts encourus par les eaux souterraines par un modèle et le désir d'universalité des outils ont concouru dans la grande majorité des cas à leur traitement par l'utilisation de nombreux indicateurs tels que GUS (Groundwater Ubiquity Score) (Gustafson, 1989), LEACHM (Leaching Estimating And Chemistry Model) (Wagenet et Huston, 1989), DRASTIC (Depth to the water table, net Recharge, Aquifer media, Soil media, Topography, Impact of the vadose zone, hydraulic Conductivity) (Aller et al., 1985), LPI (Leaching Pesticide Index) (Meeks et Dean, 1985), AF (Attenuation Factor) et RF (Retardation Factor) (Rao et Jessup, 1985), GOD (Groundwater occurrence, Overall aquifer class, Distance to aquifer) (Foster, 1987), etc..

En revanche, l'estimation des risques ou des impacts des produits phytosanitaires sur les eaux de surface est moins fréquente. Hayo van der Werf et Zimmer (1998) proposent un « indicateur d'impact environnemental de pesticide fondé sur un système expert à logique floue ». Il évalue les risques de contamination des eaux souterraines, des eaux de surface et de l'air. Cet outil repose sur l'acceptation répandue que le risque lié aux produits phytosanitaires est la résultante du croisement de l'exposition et de la toxicité (Babut et Breuzin, 2000; Rico, 1999; Hayo van der Werf et Zimmer, 1998) (cf. § IV.3, p. 130).

En particulier, l'estimation du risque de contamination des eaux de surface passe par l'évaluation de 5 variables d'entrée qui sont autant de sous-indices :

- le risque de ruissellement ;
- le taux de dérive ;
- le type d'application ;
- la persistance du produit phytosanitaire ;
- la toxicité pour les organismes aquatiques.

La démarche d'estimation du risque de ruissellement est définie au cas par cas selon des méthodes existantes et transformées pour obtenir une valeur comprise entre 0 (risque nul) et 1 (risque maximum). Le type d'application est également un indice qui varie de 0 (pas de produit sur le sol ou produit incorporé dans le sol) à 1 (tout le produit xénobiotique sur le sol). La quantification du taux de dérive est donnée par le rapport entre la quantité

de produit atteignant l'eau et la quantité épandue sur la surface. La persistance est fonction de la demi-vie du produit ($T_{\frac{1}{2}}$) et l'estimation de la toxicité pour les organismes repose sur la concentration létale 50¹ (CL50) établie pour l'organisme le plus sensible.

Dans le cas de l'estimation du risque de contamination des eaux de surface comme de celui des autres sous-indices, un calcul fondé sur la logique floue permet de donner une estimation du risque, même lorsque la valeur des données d'entrée n'est pas définie précisément, grâce à l'utilisation de variables linguistiques.

Enfin, un module supplémentaire qui traduit la quantité de matière épandue est ajoutée en amont du système qui, là encore à l'aide d'inférences floues, permet d'obtenir élégamment une conclusion quant à l'impact environnemental d'un produit phytosanitaire.

Cependant, les résultats du système expert proposé par les auteurs doivent être confrontés à l'expertise humaine pour leur validation.

Ce système n'est pas dédié uniquement aux eaux de surface. Bien que chaque sous-indice puisse être évalué indépendamment, le système intègre une gamme plus générale d'impacts sur le milieu et considère *a priori* la toxicité et les quantités introduites. Rien ne compromet l'application de ce système de façon distribuée à l'échelle du bassin versant.

IV.2 Indicateur de Vulnérabilité des Eaux de Surface aux Produits Phytosanitaires (VESPP)

En l'absence d'outils simples d'évaluation de la vulnérabilité pour l'aide à la gestion à l'échelle du bassin versant, nous avons proposé l'indicateur VESPP (de Bruyn et al., 2001; de Bruyn, 1999; Liégé, 1998).

Bati à partir de paramètres aisément évaluables, il permet de connaître la propension d'une zone à contaminer les eaux de surface. Il est fondé sur une description simplifiée mais physique des principaux phénomènes mis en jeu (cf. annexe D p. 191).

VESPP a vocation à être estimé en différents endroits d'un bassin versant (sur un ensemble de mailles par exemple). Son principal intérêt est ainsi de déterminer la répartition spatiale de la vulnérabilité sur un bassin. Il doit apporter une information objective, relative d'une zone à une autre, susceptible d'aider un gestionnaire de bassin à prendre des décisions. Il permet par exemple de déterminer les endroits à traiter avec précaution.

D'autre part, l'indicateur permet d'introduire des facteurs d'aménagement par le biais des sous-indices PAE et PAR. Ces deux indices reflètent les pratiques anti-érosives

¹La concentration létale est celle qui, soumise à une population donnée, en fait disparaître la moitié.

et anti-ruissellement éventuellement engagées sur la zone considérée (cf. § IV.2.1). Ils autorisent, par exemple, de prévoir l'impact d'un fossé ou celui de la mise en place de bandes enherbées sur la vulnérabilité des eaux de surface face aux produits phytosanitaires.

Il n'a cependant, jamais été validé à l'aide d'outils plus sophistiqués de description des phénomènes à l'échelle du bassin versant.

IV.2.1 Paramètres de l'indicateur VESPP

L'analyse des mécanismes de transfert des produits phytosanitaires dans les eaux superficielles et de ceux d'érosion du sol par la pluie permet d'établir les facteurs déterminant l'aptitude d'un terrain à rendre les eaux superficielles vulnérables à de telles substances. Les paramètres pertinents à utiliser en sont également déduits.

Ainsi, pour rendre l'indicateur opérationnel, les caractéristiques suivantes sont prises en compte (de Bruyn et al., 2001) :

- les propriétés du produit utilisé ;
- la durée et l'intensité des pluies de la période considérée (l'indicateur est évalué pour un an) ;
- les caractéristiques géométriques et hydrologiques du terrain examiné.

Ces caractéristiques sont précisées ci-après en termes de paramètres. Ces derniers sont directement utilisés dans l'indicateur VESPP.

Les **propriétés du produit** utilisé sont les suivantes :

- sa dégradation est associée à une cinétique de 1^{er} ordre, caractérisée par le temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$) à la surface du sol (Babut et Breuzin, 2000; Gril et al., 1999; Schiavon et Perrin-Ganier, 1999) ;
- sa mobilité est prise en compte au travers de son coefficient de partage en carbone organique (K_{oc}) qui, associé à la fraction organique du sol (f_{oc} , détaillée plus loin), détermine son mode de transport : sous forme soluble ou sous forme particulaire² (Babut et Breuzin, 2000; Gril et al., 1999; Schiavon et Perrin-Ganier, 1999; Hayo van der Werf, 1996; Fawcett et al., 1994) ;
- son mode d'application sur les cultures est également pris en compte au travers d'un indice (M) variant de 0,1 pour un composé directement incorporé dans le sol à 5 pour une poudre mouillable facilement lessivable (Hayo van der Werf, 1996).

²L'hypothèse qui sous-tend l'utilisation des paramètres K_{oc} et f_{oc} est celle d'une adsorption linéaire et instantanée du produit (de Bruyn, 1999; Hayo van der Werf, 1996).

La **durée et l'intensité** des pluies sont représentées dans l'indicateur par les paramètres ci-après :

- la hauteur des précipitations annuelles totales ($\mathbf{P_t}$) ;
- la hauteur des précipitations annuelles participant au ruissellement ($\mathbf{P_u}$) ;
- le nombre annuel de jours de pluie dont la hauteur dépasse le seuil de ruissellement ($\mathbf{n_p}$) (Schiavon et Perrin-Ganier, 1999) ;
- le nombre de jours de pluie dont la hauteur dépasse le seuil de ruissellement pendant le mois qui suit l'épandage du produit sur le sol (\mathbf{n}) (Schiavon et Perrin-Ganier, 1999).

Enfin, pour tenir compte des **caractéristiques géométriques et hydrologiques** du terrain considéré, les paramètres suivants sont utilisés :

- la déclivité du terrain est caractérisée par sa pente moyenne (\mathbf{p}) ;
- la taille du terrain considéré est prise en compte par une longueur caractéristique (\mathbf{L}) ; pour une maille carrée, par exemple, la longueur de son côté ;
- la distance de la maille aux cours d'eau est prise en compte par la longueur de drainage ($\mathbf{L_d}$) ;
- la résistance à l'attaque pluviale et l'adsorption du produit sur le sol sont caractérisées par le taux de matière organique du sol ($\mathbf{f_{oc}}$) (Gril et al., 1999) ;
- la protection des terrains par le couvert végétal est prise en compte par un indice de couvert végétal (\mathbf{C}) ;
- les pratiques anti-érosives éventuellement mises en œuvre sont prises en compte au travers de l'indice **PAE** (Gril et al., 1999; Patty, 1997) ;
- les pratiques anti-ruissellement éventuellement mises en œuvre sont caractérisées par l'indice **PAR** (Gril et al., 1999; Garon-Boucher, 1998; Charnay, 1998).

La manière ou les sources bibliographiques qui permettent de déterminer ces paramètres sont précisées dans l'annexe E (p. 201).

IV.2.2 Formulation de VESPP

Les paramètres décrits au paragraphe précédent sont agrégés en une formule multiplicative (à la manière par exemple de l'indice DRASTIC (Aller et al., 1985) de vulnérabilité des eaux souterraines aux xénobiotiques, de l'expression de Wischmeier (Wischmeier et Smith, 1958) d'estimation du ruissellement) de manière à obtenir une information sur la vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires.

L'indicateur VESPP est formulé de la manière suivante :

$$\begin{aligned}
 VESPP = & \underbrace{\left(\frac{p \times L_d \times C}{L} \right)}_{I_t} \\
 \times & \underbrace{\left(M \times \frac{T_{\frac{1}{2}}}{31 \text{ jours}} \right)}_{I_p} \\
 \times & \underbrace{\left(\frac{K_{oc} \times f_{oc}}{100} \times n_p \times \left(\frac{P_u}{P_t} \times 100 \right) \times PAE \right) + \left(\frac{100}{K_{oc} \times f_{oc}} \times n_p \times \left(\frac{P_u}{P_t} \times 100 \right) \times PAR \right)}_T
 \end{aligned} \tag{IV.1}$$

où :

1. I_t constitue l'**indice topographique** ;
 - p = pente moyenne (%) ;
 - L = longueur caractéristique de la pente (m).
 - L_d = longueur de drainage (m) ;
 - C = indice de couverture du sol (-) ;
2. I_p est l'**indice de persistance du produit** ;
 - $T_{\frac{1}{2}}$ = demi-vie du produit (jour) ;
 - M = indice du mode d'application du produit (-) ;
 - n = nombre de jours de pluie pendant le mois qui suit l'épandage (jour).
3. T représente l'**indice de transport** ;
 - K_{oc} = coefficient de sorption du produit ($l \cdot kg^{-1}$) ;
 - f_{oc} = fraction organique du sol (-) ;
 - n_p = nombre de jours de pluie qui provoquent le ruissellement pendant l'année qui suit l'épandage (-) ;
 - P_u = hauteur de pluie qui provoque le ruissellement durant l'année qui suit l'épandage (mm) ;
 - P_t = hauteur totale de pluie durant l'année qui suit l'épandage (mm) ;
 - PAE = indice des pratiques anti-érosion (-) ;
 - PAR = indice des pratiques anti-ruissellement (-).

IV.3 Vulnérabilité, aléa, risque

Vulnérabilité, risque et aléa sont liés dans la définition que propose l'Unesco : le risque est le croisement de l'aléa et de la vulnérabilité. Selon les contextes, cette définition varie, les trois termes qui composent cette formulation étant interprétés par ceux qui les emploient.

IV.3.1 Aléa, exposition, pression

L'étymologie d'aléa fait référence au hasard ou au « sort » (*Alea jacta est*). Plus précisément, l'aléa constitue « tout élément objectif d'origine externe ayant un caractère prévisible ou imprévisible dans une zone donnée ». Cette définition fait davantage appel à la notion de possibilité qu'à une notion de probabilité couramment utilisée pour formaliser l'aléa d'un point de vue mathématique (Coste, 2001).

L'UNESCO décline sans être exhaustif un certain nombre d'aléas, tels que les aléas géologiques (séismes, tsunamis, etc.), les aléas climatiques (cyclones, inondations, etc.), les aléas environnementaux (pollution de l'environnement, déforestation, désertification, etc.), les épidémies ou encore les accidents industriels (Reed, 1995).

Les pollutions d'origine humaine sont donc considérées comme des aléas au même titre que les séismes, par exemple.

Cependant, à la notion d'aléa, utilisée dans le cadre des catastrophes naturelles, il est plus commode d'y substituer, dans le cas des pollutions diffuses, la notion d'exposition (Rico, 1999; Hayo van der Werf, 1996) ou de pression (Foster, 1987). Cette terminologie est couramment utilisée dans le cadre des travaux sur la contamination des eaux souterraines.

IV.3.2 Vulnérabilité

L'UNESCO propose l'approche suivante de la vulnérabilité : « une tendance des choses à être endommagées par les aléas ». La définition suivante, plus précise, est adoptée : « la vulnérabilité est définie par le degré de perte subi par un élément exposé à un risque (ou groupe d'éléments), pertes imputables à un aléa donné, d'une sévérité donnée » (Coburn et al., 1991).

Selon les contextes, cette définition est sujette à de nombreuses interprétations. Ainsi, par exemple, Coste (2001) ne conçoit pas, dans le cas des risques naturels, de vulnérabilité sans présence ou activité humaines.

Cependant, le contexte de la gestion des eaux souterraines utilise l'interprétation qui se prête le mieux à nos travaux. En particulier, trois manières de définir la vulnérabilité sont couramment distinguées (Freissinet, 1997; Civita, 1993) :

- le potentiel de contamination de la ressource en eau, lié aux propriétés de mobilité et de persistance du contaminant ;
- la vulnérabilité intrinsèque, déterminée uniquement en fonction du milieu ;
- la vulnérabilité spécifique, qui est fonction du milieu et du contaminant.

C'est cette dernière qui est évaluée par l'indicateur VESPP.

IV.3.3 Risque

Le risque constitue, selon l'UNESCO également, le croisement de l'aléa et de la vulnérabilité (Coste, 2001; Coburn et al., 1991). Formalisée en un langage mathématique, cette définition s'écrit :

$$\text{Risque} = \text{Aléa} \times \text{Vulnérabilité} \quad (\text{IV.2})$$

Dans le cas qui nous intéresse (les risques de pollution que font courir les produits phytosanitaires aux eaux de surface par les produits phytosanitaires) et comme Freissinet (1997); Lobo-Ferreira et Costa-abral (1991) et Foster (1987) le suggèrent, nous pouvons restreindre cette définition à :

$$\text{Risque} = \text{Pression} \times \text{Vulnérabilité} \quad (\text{IV.3})$$

Ainsi le risque dépend à la fois de la vulnérabilité et de la pression de pollution (ou de l'exposition à cette pollution) sur le milieu, l'environnement. Le risque est une notion qu'il est possible de relier à des critères physiques mesurables. Il peut être défini comme un seuil à ne pas dépasser par exemple. Le risque acceptable au regard de la loi pour la consommation humaine d'eau et pour les produits phytosanitaires est fixé, par exemple, à une concentration de $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ pour les substances répertoriées par l'Union Européenne.

IV.4 Comparaison des résultats de l'indicateur VESPP et des résultats du modèle MIKE SHE AD-M

L'indicateur VESPP fondé sur une description simple des phénomènes physiques d'entraînement des produits phytosanitaires par les eaux de surface nécessitait d'être évalué. Le modèle de transport décrit au chapitre III a été utilisé pour réaliser ce test, sous forme de comparaison des résultats fournis par les deux méthodes.

Pour produire des résultats comparables, indicateur et modèle utilisés doivent être mis en œuvre avec un jeu de données similaires. Les entrées nécessaires aux deux méthodes peuvent être très différentes, ce qui ne rend pas triviale la réalisation de cette condition pourtant évidente.

De plus, le modèle de transport est capable de fournir des résultats sous de nombreuses formes ; cependant, il ne donne pas d'indication directe à propos de la vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires telle qu'en fournit l'indicateur VESPP. Ainsi, la comparaison des résultats du modèle MIKE SHE AD-M et ceux de l'indicateur environnemental VESPP est tributaire d'une harmonisation des résultats obtenus par l'une et l'autre méthode.

Cette difficulté est écartée grâce à la définition même du risque rappelée au § IV.3.3 (p. 131). Ainsi, la démarche a consisté :

- à appliquer sur le modèle une pression de valeur unitaire uniforme dans l'espace (1 unité du produit étudié, sur le bassin versant) ;
- à évaluer le produit de la vulnérabilité estimée avec l'indicateur VESPP et de la même pression unitaire uniforme (afin d'obtenir le risque).

Cette démarche ne produit pas des résultats comparables en l'état ; aussi, d'autres adaptations, décrites dans les trois paragraphes suivants, ont été nécessaires.

IV.4.1 Hypothèses communes utilisées pour la comparaison

Les hypothèses suivantes, communes aux deux calculs, ont été posées pour rendre la comparaison possible :

- la distribution de VESPP et des mailles de calcul du modèle sont les mêmes : le réseau de mailles utilisé est celui du modèle du bassin versant de la Leyse (cf. § II.3.2, p. 44) ;
- le produit utilisé est identique (même temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$)), même coefficient d'adsorption du produit sur le sol (K_d) (le cas de l'oxadiazon a été plus particulièrement étudié (cf. §III.4.2 pour la valeur des paramètres)) ;
- une quantité unitaire de produit est épandue uniformément sur chaque maille ;
- le produit est épandu à la même date : le 1^{er} mai ;
- l'évaluation couvre la même durée (1 an) à partir du 1^{er} mai (nous présentons en exemple les résultats sur la période du 1^{er} mai 1997 au 30 avril 1998).

IV.4.2 Estimation du risque avec le modèle MIKE SHE AD-M

Au cours des chapitres I et III, nous avons constaté que les produits épandus à la surface du bassin de la Leyse sont essentiellement transportés par le ruissellement. Ainsi, la disparition simulée d'une substance de la surface du bassin donne une estimation par le modèle du risque qu'encourent les eaux de surface face à cette substance.

Le modèle permet de simuler, pour une maille, la quantité de produit présente à sa surface jour après jour (M_j).

Si le risque de contaminer les eaux de surface est nul sur une maille, dans nos conditions d'étude, le produit reste à la surface là où il a été épandu. C'est ce que simule le modèle en pareille situation. Au cours d'une année, comme la pression appliquée est unitaire, la quantité journalière cumulée de produit présent à la surface est maximale et vaut donc 365 unités. En effet, la quantité de produit n'a, sur une maille où le risque est nul, pas changé et vaut donc chaque jour de l'année 1 unité.

Inversement, une maille pour laquelle le risque est maximum aura une quantité de produit cumulé au cours de l'année d'une unité : le produit est présent dans le modèle le jour de l'épandage.

La disparition du produit sur la maille et, par conséquent, le risque de contaminer les eaux de surface a été estimé en calculant la quantité journalière de produit cumulée à la surface de la maille durant une année et en l'inversant. Ainsi, plus la quantité journalière cumulée sur la maille est grande, plus le risque d'entraînement estimé est faible.

La formulation du risque (R_v) sur une maille est donc :

$$R_v = \frac{1}{\sum_{j=1}^{365} M_j} \quad (\text{IV.4})$$

où :

- R_v est le risque de contaminer les eaux de surface ;
- M_j est la quantité de produit présent sur la maille le jour j .

Cette manière d'estimer le risque donne pour un risque nul une valeur faible ($\frac{1}{365}$) et pour le risque maximum une valeur forte (1).

Cette estimation du risque maille par maille par le modèle comporte cependant une erreur systématique. En effet, les mailles du modèle ne sont ni plus ni moins que des nœuds de calcul. En chacun d'entre eux, le calcul est mené en tenant compte des nœuds qui l'entourent. En particulier, pour l'estimation qui nous concerne, ces nœuds peuvent recevoir des flux de substance en provenance des mailles adjacentes. Plus précisément, la

prise en compte par le logiciel de modélisation, pour une maille particulière, du produit en provenance des mailles amont fausse d'autant la quantité de produit qui s'échappe de la maille considérée.

La surestimation éventuelle a été atténuée dans chacune des mailles par un coefficient. La manière dont il a été déterminé est à présent détaillée.

Les apports de produit sont, dans nos conditions d'étude, fonction du flux d'eau de surface qui pénètre dans une maille. Il est possible d'estimer cette quantité à l'aide du modèle hydrodynamique. Cette estimation est effectuée lors de la simulation unique d'un épisode pluvieux suffisamment conséquent pour provoquer du ruissellement sur la plupart du bassin. Elle nécessite d'extraire 2 types d'information à chaque maille du modèle :

- la hauteur de la lame d'eau présente en surface ;
- le vecteur vitesse de l'eau de ruissellement.

La connaissance des vecteurs vitesse permet de déterminer, pour chaque maille du réseau utilisé, celles qui sont directement à l'amont. En effet, pour une maille de calcul particulière, le modèle tient compte des apports éventuels des 4 mailles adjacentes. La direction du vecteur vitesse de chacune de ces 4 mailles permet de déterminer si celui-ci est ou non à l'amont de la maille considérée.

Seules les mailles amont adjacentes de celle considérée participent au calcul du flux entrant. Le produit de la hauteur de la lame d'eau par sa vitesse sur ces mailles donne une évaluation représentative du flux.

La manière de procéder est illustrée sur la figure [IV.1](#) (p. [135](#)) et la formulation du calcul du flux sur une maille est la suivante :

$$F = \sum_i V_i \cdot h_i \quad (\text{IV.5})$$

où :

- F est la pondération ;
- i est le nombre de mailles dont le flux pénètre dans la maille considérée ;
- V_i est la vitesse de la lame d'eau de la maille i ;
- h_i est la hauteur de la lame d'eau de la maille i.

Plus cette quantité est élevée, plus les apports sont conséquents ; aussi, l'erreur est atténuée à chaque maille en divisant la quantité journalière (R_v) obtenue précédemment (cf. équation [IV.4](#)) par le coefficient F. Ainsi, le risque intrinsèque à chaque maille a été

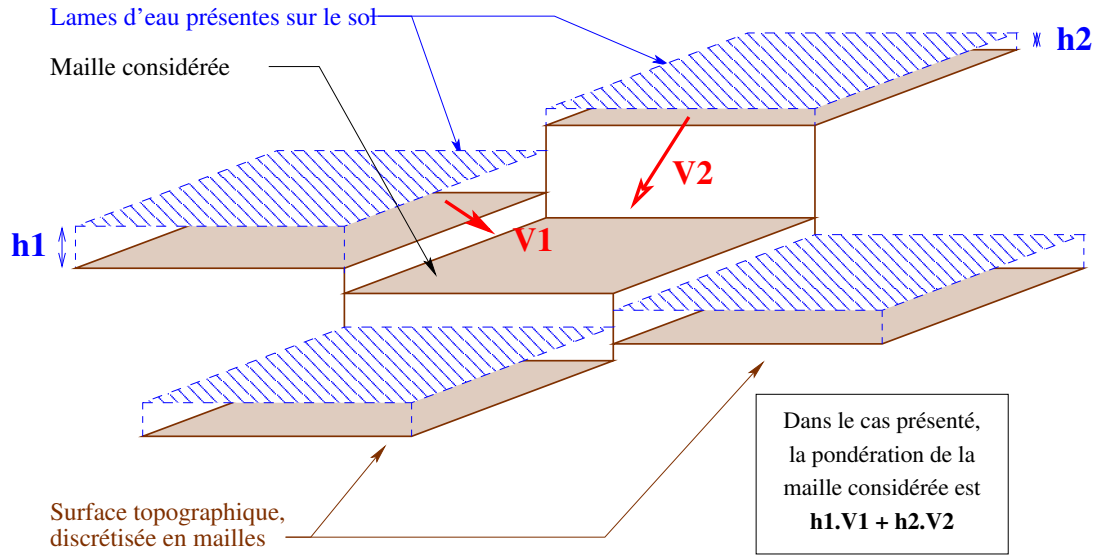


FIG. IV.1 – Schéma explicatif du calcul du poids pour l'estimation du risque par le modèle.

défini comme suit :

$$R_I = \frac{\sum_i V_i . h_i}{\sum_{j=1}^{365} M_j} \quad (IV.6)$$

où :

- R_I représente le risque intrinsèque à une maille ;
- i est le nombre de mailles dont le flux pénètre dans la maille considérée ;
- V_i est la vitesse dans la lame d'eau de la maille i ;
- h_i est la hauteur dans la lame d'eau de la maille i ;
- M_j est la quantité de produit présent sur la maille le jour j .

Notons que deux cas entraînent la nullité de la pondération :

- les mailles situées sur la ligne de partage des eaux (ligne de crête) ;
- les mailles qui ne reçoivent aucun ruissellement.

Dans le premier cas, le faite du bassin est, dans VESPP comme dans le modèle, considéré comme une limite (≈ 14 % du bassin). Aussi, dans ces deux cas, les résultats sont nuls. Dans le second cas, sans ruissellement, le risque de contamination des eaux de surface est nul. Ceci s'explique par le fait que certaines zones sont plates, notamment en fond de bassin (≈ 6 % du bassin) ou ne génèrent aucun ruissellement, comme c'est le cas pour les terrains karstiques (≈ 12 % du bassin).

En effectuant les deux étapes décrites précédemment, le risque est estimé sur chacune des mailles de l'ensemble du bassin versant. Les résultats obtenus sont, par commodité, normalisés.

IV.4.3 Estimation du risque à l'aide de VESPP

L'indicateur environnemental VESPP fournit directement la vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires. Cependant, pour qu'une comparaison avec les résultats du modèle soit rendue possible, certains paramètres d'entrée doivent être harmonisés avec ceux du modèle.

Deux données de l'indicateur doivent être évaluées en ce sens maille par maille :

- le nombre annuel de jours de pluie supérieurs au seuil de ruissellement (n_p) ;
- la hauteur de pluie annuelle des précipitations participant au ruissellement (P_u).

La détermination de ces deux paramètres se réduit à la seule évaluation de la hauteur de pluie qui déclenche le ruissellement sur chaque maille du bassin. En effet, tous deux en dépendent. Pour que ce seuil soit compatible avec les valeurs du modèle, il a été déterminé à l'aide de celui-ci.

La méthode qui a permis de déterminer ce seuil a consisté :

1. à créer une chronique de pluies virtuelles pour forcer le modèle. Elle a les particularités suivantes :
 - il pleut pendant une journée tous les 5 jours, afin que le bassin soit ressuyé à chaque nouvel épisode pluvieux ;
 - lorsqu'il pleut, la hauteur de pluie est augmentée d'une quantité fixe par rapport à l'épisode précédent ;
2. à déterminer la date à partir de laquelle chaque maille du bassin ruisselle lorsque le modèle est forcé avec cette chronique.

Cette méthode permet de déduire la hauteur de pluie nécessaire au ruissellement sur chaque maille. La distribution des paramètres n_p et P_u sur le bassin est déduite du recoupement avec la chronique des hauteurs de pluie de l'année considérée. La figure [IV.2](#) présente ces deux répartitions.

Certains autres paramètres sont directement extraits des données utilisées dans le modèle :

- la pente (p) est calculée à partir de la topographie utilisée dans le modèle ;
- la longueur de drainage (L_d) a été établie à partir des mêmes données que celles qui ont permis de mettre en place le modèle hydrodynamique ;

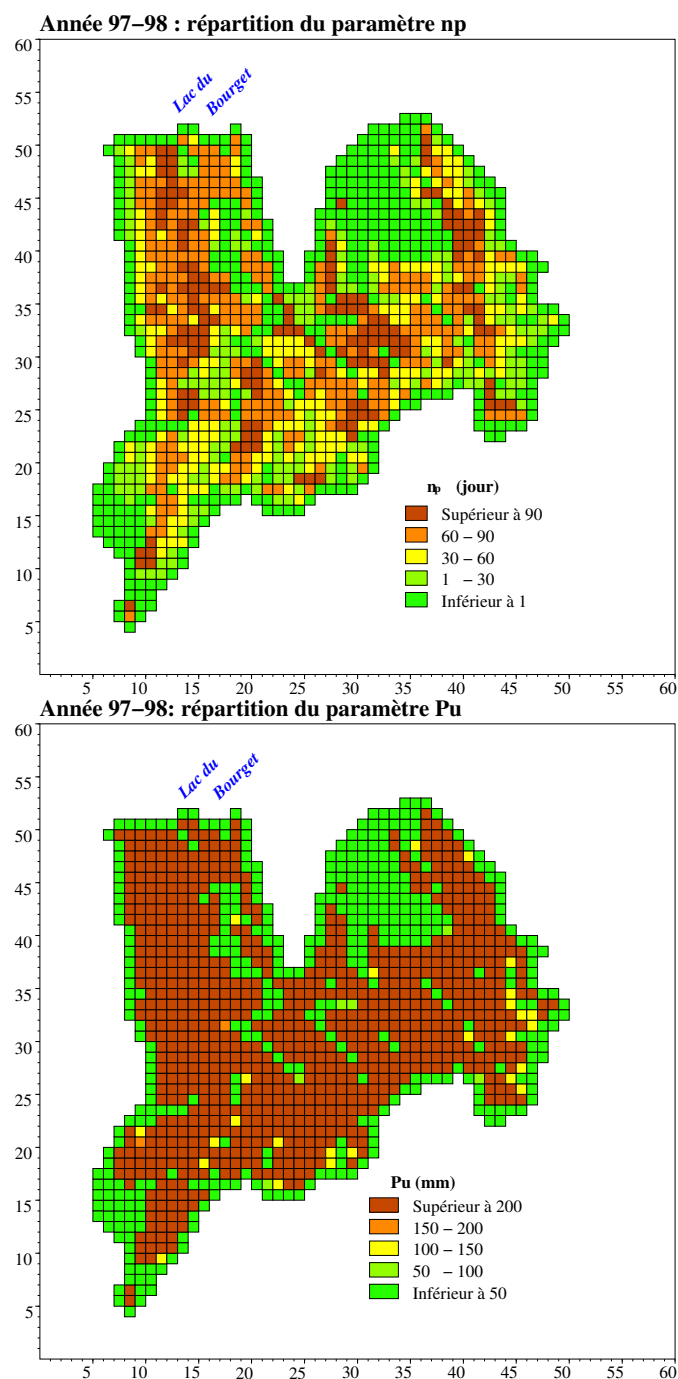


FIG. IV.2 – Répartitions des paramètres n_p et P_u sur le bassin versant de la Leyse calculées pour la période du 1^{er} mai 1997 au 1^{er} mai 1998.

- le nombre de jours de pluie survenant le mois suivant l'épandage du produit (n) et la hauteur annuelle totale de pluie tombée sur le bassin (P_t) sont estimés à l'aide de la chronique de forçage de pluie utilisée dans le modèle ;
- la fraction de carbone organique du sol (f_{oc}) utilisée est la même dans le modèle et dans VESPP.

Enfin, quelques paramètres, intrinsèques à VESPP sont :

- l'indice de protection par le couvert végétal — C ;
- la longueur de drainage — L_d ;
- l'indice des pratiques anti-ruissellement — PAR ;
- l'indice des pratiques anti-érosion — PAE ;
- l'indice du mode d'application du produit — M.

IV.4.4 Résultats

La méthodologie décrite au § IV.4.2 (p. 133) permet d'obtenir la répartition du risque de contamination des eaux de surface par un produit phytosanitaire, estimée par le modèle.

De même, celle décrite au § IV.4.3 (p. 136) permet d'obtenir cette distribution évaluée par l'indicateur VESPP.

La figure IV.3 (p. 139) présente les deux résultats pour l'oxadiazon, obtenus sur le bassin versant de la Leyse entre le 1^{er} mai 1997 et le 30 avril 1998 (cette période présente les hauteurs de pluie les plus élevées de la dernière décennie du XX^e siècle), avec VESPP, d'une part et MIKE SHE AD-M, d'autre part.

Les classifications utilisées pour l'affichage des résultats ont été choisies afin d'obtenir une répartition homogène du nombre d'enregistrements par classe. La méthode a consisté à déterminer des intervalles dont le nombre d'enregistrement est également réparti, mais dont la précision des bornes est fixée. Ainsi la précision des bornes est $1 \cdot 10^{-3}$ pour les résultats de l'indicateur ; elle est de $1 \cdot 10^{-2}$ pour les résultats fournis par le modèle.

IV.4.5 Comparaison des résultats

Les valeurs obtenues sur chaque maille ne sont pas comparables en l'état. En effet, les principes de calcul des deux méthodes utilisées sont trop dissemblables. De plus, le classement des mailles les unes par rapport aux autres constitue l'information pertinente fournie par VESPP. C'est pourquoi la comparaison des deux méthodes a porté sur les classements obtenus.

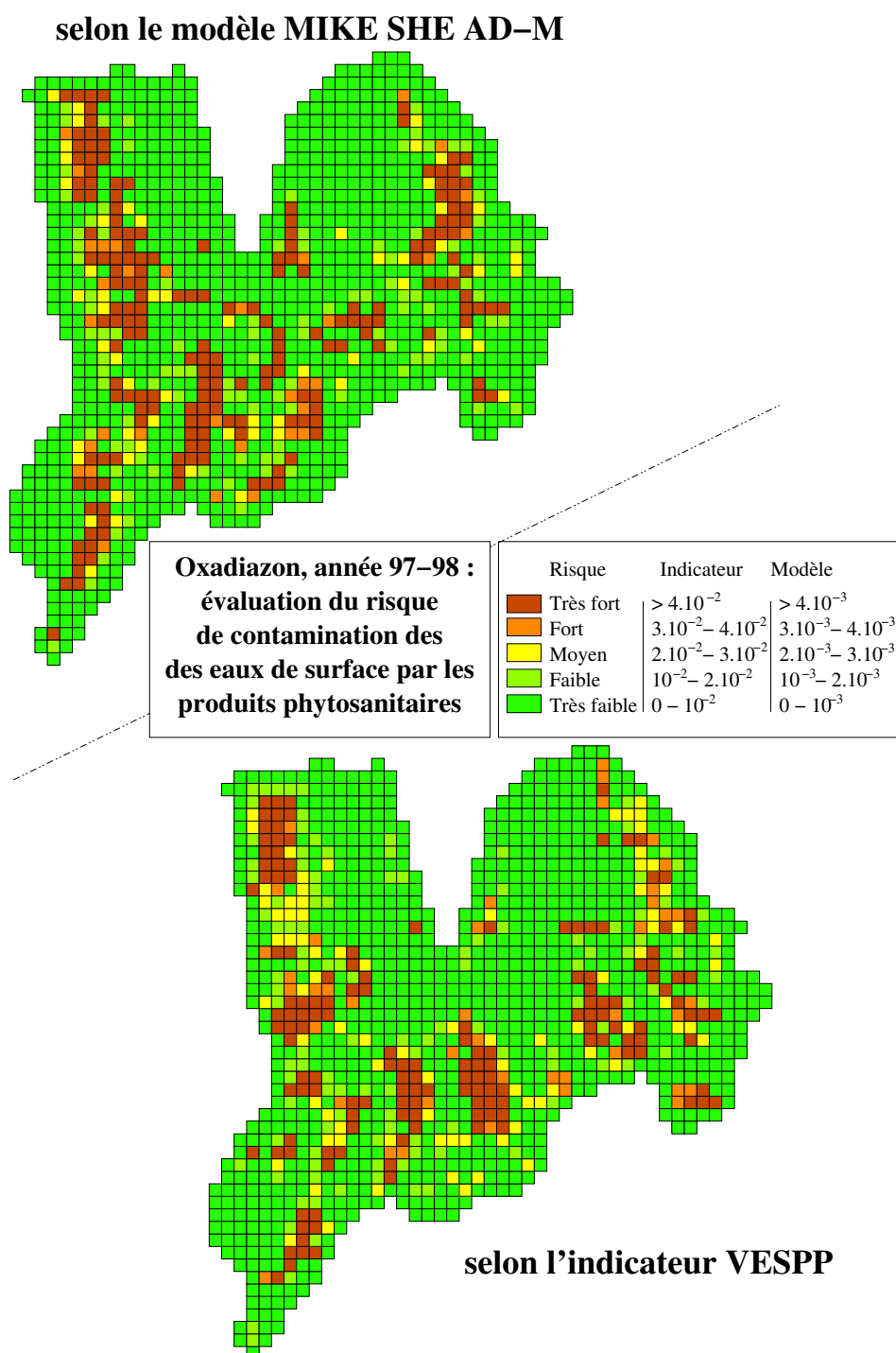


FIG. IV.3 – Évaluation du risque qu'encourent les eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires sur le bassin versant de la Lysse selon VESPP et selon le modèle.

Les cartes de résultats exposées sur la figure IV.3 (p. 139) représentent deux échantillons du risque de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires de même taille mais évalués de manière différente. Des deux échantillons, nous obtenons aisément en les triant (de la valeur la plus petite à la valeur la plus grande par exemple) un classement auquel est associé un rang (de 1 à n , où n est la taille des échantillons) des mailles les unes par rapport aux autres.

Maille	Rang selon modèle	Rang selon VESPP
1	r_1	s_1
2	r_2	s_2
\vdots	\vdots	\vdots
n	r_n	s_n

(IV.7)

r_i et s_i désignent les classements au rang i de chacune des évaluations.

Deux méthodes ont été utilisées pour comparer les variables ordinales (le rang) que le classement a fournies : les tests statistiques de corrélation de rang de Spearman et de Kendall (Vachaud et al., 1985; Saporta, 1978) permettent de trancher l'hypothèse d'une corrélation entre deux classements.

IV.4.5.1 Test de corrélation de rang de Spearman

Les détails de la mise en œuvre du test de Spearman sont rappelés dans l'annexe H (p. 223).

La réalisation du test de corrélation de rang de Spearman implique d'éliminer les individus de l'échantillon étudié dont les valeurs seraient les mêmes. Le risque est ainsi parfois estimé nul (d'une valeur égale à 0) pour les deux échantillons en même temps : de ces valeurs toutes sauf une sont éliminées. L'échantillon initial ($n = 1\,222$ mailles) est ainsi réduit à 672 individus dans le cas présenté dans ce chapitre (oxadiazon de mai 1997 à avril 1998).

Préalablement à l'évaluation du coefficient de Spearman, le niveau de signification du test (α) doit être fixé. Les niveaux minima couramment recommandés sont de $\alpha = 5\%$ ou $\alpha = 1\%$. Cependant, des niveaux plus stricts peuvent être utilisés : nous avons choisi de fixer le niveau de signification du test à $\alpha = 0,1\%$.

Pour une taille d'échantillon $n=672$ et un niveau de signification de test $\alpha = 0,1 \%$ bilatéral, nous obtenons pour le coefficient de Spearman la valeur $k \approx 0,13$.

Par ailleurs, l'application, à nos échantillons, de la formule du coefficient r_s de corrélation linéaire sur les rangs fournit une valeur supérieure à 0,46.

Ainsi, sans ambiguïté, $r_s (\approx 0,46) > k (\approx 0,13)$.

La concordance des classements est assurée ; ce premier test laisse apparaître une corrélation significative entre les classements fournis par l'indicateur VESPP d'une part et le modèle MIKE SHE AD-M d'autre part.

IV.4.5.2 Test de corrélation de rang τ de Kendal

Ce test, comme celui de Spearman, est détaillé à l'annexe H (p. 223).

Le test est effectué pour des raisons identiques à celle du test de Spearman sur un échantillon de $n=672$ individus.

De la même manière, le niveau de signification du test est fixé à $\alpha = 0,1 \%$. Pour les valeurs $n= 672$ et $\alpha = 0,1 \%$ bilatéral, la valeur critique τ_c du coefficient τ de Kendall est inférieure à 0,08.

L'évaluation de τ sur la base des deux échantillons (VESPP et MIKE SHE AD-M) fournit une valeur d'environ 0,31.

Ainsi, la condition $\tau (\approx 0,31) > \tau_c (\approx 0,08)$ est respectée : le test laisse apparaître une corrélation entre les deux classements.

Ainsi, les deux tests de corrélation de rang (Spearman et Kendall) donnent des valeurs qui laissent apparaître une liaison significative entre les classements des mailles quant aux risques de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires, que produisent d'une part l'indicateur VESPP et d'autre part le modèle MIKE SHE AD-M.

IV.4.6 Conclusion

Le risque de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires a été évalué de place en place sur l'ensemble du bassin versant de la Leyse de deux manières différentes.

La première a consisté à mettre en place un modèle déterministe mécaniste et de transport (MIKE SHE) qui nous a permis de calculer dans un premier temps les flux d'eau

au sein du bassin versant. Puis, un modèle d'advection, de dispersion et de dégradation des produits (MIKE SHE AD et ADM) a été couplé à celui-ci afin d'évaluer le transfert de substances au sein du bassin. L'élaboration des modèles a été détaillée au cours des chapitres II et III. Il faut en retenir le grand nombre des paramètres à déterminer et le paramétrage fastidieux d'un tel modèle. Une telle mise en œuvre n'est pas aisément accessible (coût ou expertise) à ceux, entre autres, qui ont vocation à gérer un bassin versant.

La seconde façon a consisté à évaluer l'indicateur VESPP, dont les paramètres sont plus aisément disponibles et qui ne nécessite ni de réglage fastidieux, ni d'expertise hydrologique poussée.

Les résultats que ces deux méthodes fournissent sont statistiquement similaires sur le bassin versant de la Leyse. L'évaluation par une méthode simple d'un classement de place en place de la vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires fourni par VESPP est comparable à celui fourni par MIKE SHE AD-M, délicat à mettre en œuvre. L'objet de la comparaison n'est cependant pas de nature à mettre en défaut l'utilisation d'un modèle tel que celui utilisé. En effet, ce dernier ne fournit pas directement la même information que celle que donne l'indicateur VESPP. Notamment, la finalité des deux outils est différente : un modèle MIKE SHE doit procurer une information quantitative à ses utilisateurs tandis que VESPP en procure une d'ordre qualitatif.

La similarité des résultats a été obtenue dans d'autres situations. Notamment, le même test, réalisé non plus avec de l'oxadiazon mais avec du diuron, pour l'année 1997-1998, a montré une correspondance similaire entre le modèle et l'indicateur. Réalisée dans des circonstances météorologiques différentes, (année 1996-1997 — pluviométrie moyenne et année 1993-1994 — pluviométrie faible), les cartes produites par les deux méthodes sont à nouveau similaires et les résultats corrélés entre eux (cf. l'annexe I, p. 225).

IV.5 Prise en compte de l'imprécision des paramètres d'entrée dans VESPP

Certains paramètres de l'indicateur VESPP possèdent des valeurs imprécises ou très variables. Les résultats sont, par conséquent, eux-mêmes imprécis. Pour évaluer cette imprécision, l'indicateur VESPP a été associé à une méthode de calcul fondée sur l'arithmétique floue (Zadeh, 1965). Cette méthode permet d'évaluer l'imprécision de VESPP que les paramètres transmettent (de Bruyn, 1999). La méthode utilisée n'a jusqu'alors pas été validée pour VESPP (cf. annexe F, p. 205).

Aussi, nous avons comparé cette méthode d'évaluation des imprécisions, utilisée pour VESPP et fondée sur l'arithmétique floue, à celle de Monte-Carlo plus classique (Metropolis et Ulam, 1949).

IV.5.1 Les paramètres imprécis de l'indicateur VESPP

Les paramètres considérés comme les plus imprécis ou variables de l'indicateur VESPP sont répertoriés dans le tableau IV.1 (cf. annexe G p. 217) (de Bruyn, 1999).

Paramètre	Unité
Indice de couvert végétal	(—)
Temps de demi-vie du produit ($T_{\frac{1}{2}}$)	jour
Coefficient d'adsorption relatif en carbone organique du produit (K_{oc})	$l \cdot Kg^{-1}$
Fraction en carbone organique du sol (f_{oc})	(—)

TAB. IV.1 – Paramètres imprécis de l'indicateur VESPP

IV.5.2 Application de l'arithmétique floue pour évaluer les imprécisions de VESPP

La détermination des imprécisions de VESPP par la méthode floue a été mise en œuvre. À chaque paramètre imprécis (cf. § IV.5.1, p. 143) est associé un nombre flou triangulaire (Freissinet et al., 1998). Un calcul permet d'obtenir en chaque maille le nombre flou représentatif de VESPP (de Bruyn, 1999).

Plusieurs méthodes permettent de fournir un intervalle représentatif de l'imprécision à partir d'un nombre flou (qui, lui, représente la possibilité) ; citons, par exemple, l'intervalle de confiance moyen (M.I.C.) (de Bruyn, 1999; Higy, 1996) ou la coupe de niveau α (Freissinet, 1997; Dubois et Prade, 1988).

La figure IV.4 (p. 144) donne l'exemple d'un nombre flou représentatif d'un paramètre (ici le paramètre de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$)) et l'exemple d'un nombre flou associé à VESPP obtenu sur une maille. À ce dernier est associée une coupe de niveau 0,5, également représentée.

La coupe de niveau 0,5 permet d'obtenir deux bornes, représentatives de l'intervalle d'imprécision à chaque maille, tandis que le mode donne une valeur représentative de VESPP lui-même. Trois cartes sont associées à ces valeurs (la figure IV.5 (p. 146) illustre la méthode utilisée pour obtenir ces trois cartes) :

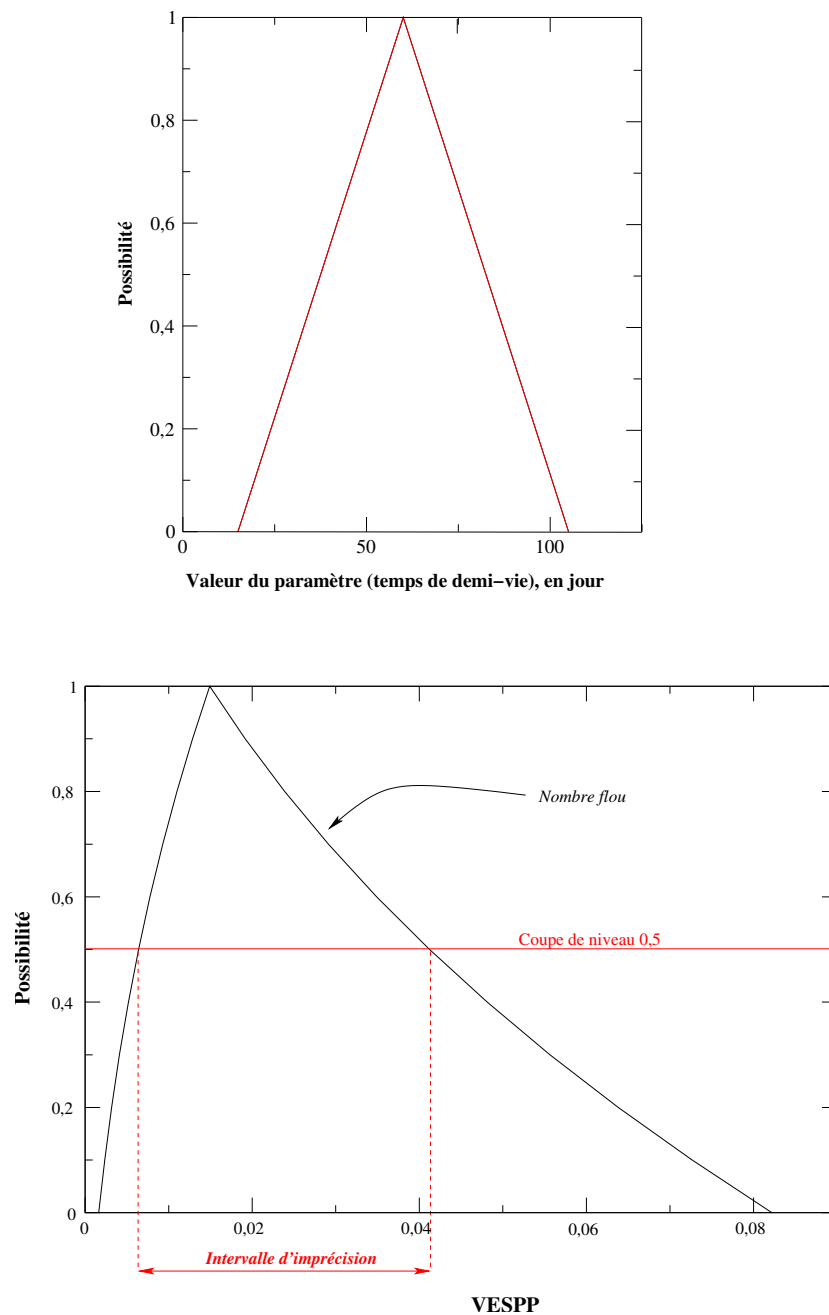


FIG. IV.4 – Paramètre flou utilisé pour la détermination de l'imprécision de VESPP (en exemple le temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$)) et exemple d'un nombre flou obtenu sur une maille du bassin versant de la Leyse pour VESPP.

- l'une représentative de la borne inférieure de l'intervalle d'imprécision de VESPP sur le bassin ;
- la seconde représentative de la valeur de VESPP (mode) ;
- la dernière représentative de la borne supérieure de l'intervalle.

IV.5.3 Application de la méthode de Monte-Carlo pour évaluer les imprécisions de VESPP

Les paramètres de l'indicateur sont supposés indépendants d'un point de vue stochastique. Pour mettre en œuvre la méthode de Monte-Carlo, 100 valeurs de chaque paramètre imprécis (cf. § IV.5.1, p. 143) sont tirées de façon aléatoire (distribution normale). L'indicateur VESPP est alors évalué 100 fois ; ces évaluations permettent d'obtenir une distribution de VESPP sur chaque maille.

La figure IV.6 (p. 147) donne l'exemple de valeurs d'un paramètre tirées aléatoirement dans une distribution gaussienne (ici le paramètre de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$)) et la distribution des résultats de VESPP obtenus sur une maille.

L'imprécision de VESPP est estimée par un intervalle dont la borne inférieure est représentée par le 1^{er} quartile de la distribution, et la borne supérieure par le 3^e quartile. La moyenne de l'échantillon a été choisie comme valeur représentative de VESPP sur chaque maille. Ainsi, à VESPP sont associées trois valeurs sur chacune des mailles.

Comme pour la méthode floue, trois cartes (la méthode d'obtention des cartes est similaire à celle présentée sur la figure IV.5 (p. 146), à ceci près que le nombre flou est remplacé par la distribution de VESPP) sont obtenues ; elles représentent :

- la limite inférieure de l'intervalle ;
- le mode de VESPP (la valeur dont la probabilité est la plus forte) ;
- la limite supérieure de l'intervalle.

IV.5.4 Comparaison des deux méthodes

La figure IV.7 (p. 148) présente les cartes obtenues à l'aide de la méthode de Monte-Carlo d'une part et de la méthode floue d'autre part.

Le coefficient de corrélation³ entre les valeurs obtenues comparées une à une est très forte : supérieur à 0,8 dans tous les cas et même supérieur à 0,9 pour la limite inférieure et le mode de VESPP.

³Dans ce cas les valeurs obtenues sont comparables et ne nécessitent donc pas de comparer le classement comme lors de la comparaison entre le modèle et l'indicateur (cf. § IV.4.5, p. 138)

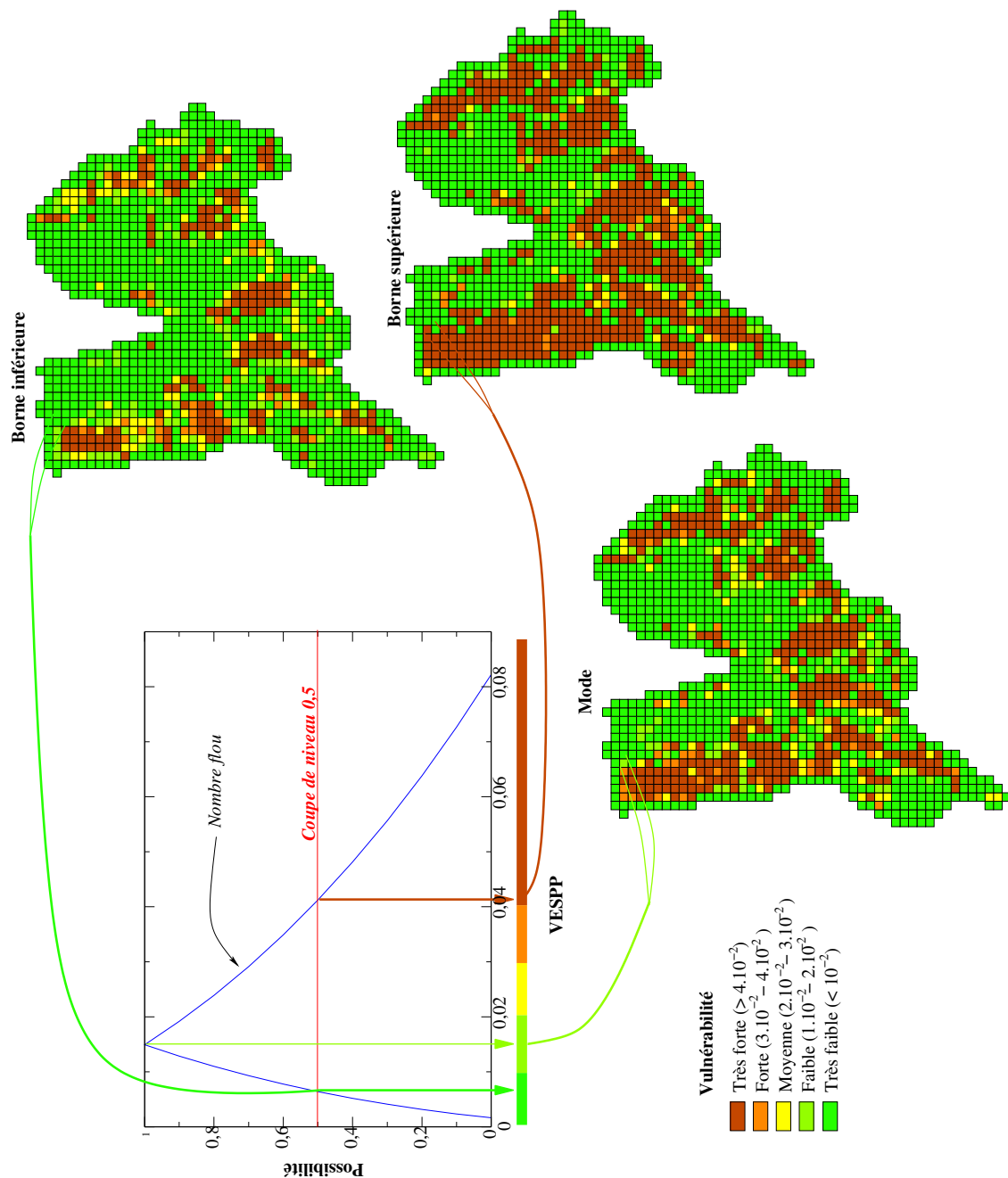


FIG. IV.5 – Méthode d'obtention des cartes de la borne inférieure, du mode et de la borne supérieure de VESPP (cas illustré : méthode floue).

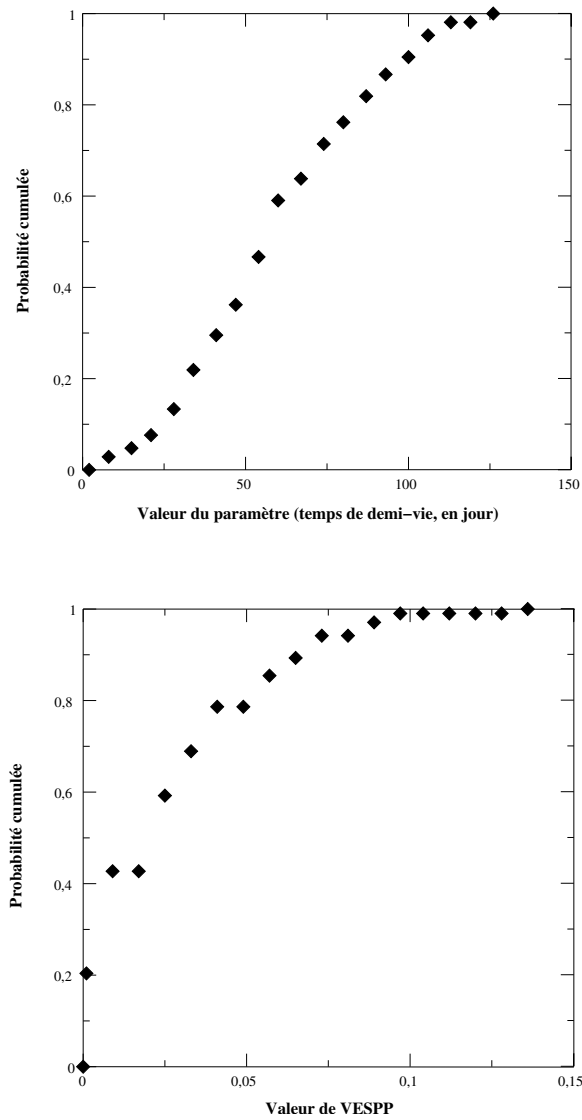


FIG. IV.6 – Distribution des valeurs aléatoires d'un paramètre (en exemple : le temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$)) et exemple d'une distribution de VESPP obtenue sur une maille du bassin versant de la Leysse.



FIG. IV.7 – Répartition sur le bassin test des bornes de l'intervalle d'imprécision et d'une valeur représentative de VESPP obtenue à l'aide de la méthode de Monte-Carlo (colonne de gauche) et de la méthode floue (colonne de droite).

IV.5.5 Conclusion

Les deux approches utilisées n'ont pas le même fondement théorique. La méthode floue évalue une possibilité tandis que celle de Monte-Carlo calcule une probabilité. Malgré cette différence, il est possible d'obtenir par ces deux méthodes des intervalles d'imprécision.

L'évaluation des bornes de ceux-ci conduit à des résultats semblables. La comparaison montre que :

- la méthode floue donne des résultats identiques à la méthode de Monte-Carlo ;
- la répartition est elle-aussi la même sur le bassin dans les deux cas.

Les deux méthodes sont aisées à mettre en œuvre ; cependant, la méthode de Monte-Carlo est plus pénalisable dans la mesure où le temps de calcul est beaucoup plus important.

IV.6 VESPP : un outil d'aide à la gestion du bassin versant

L'indicateur VESPP a été implanté dans un logiciel fondé sur le Système d'Information Géographique (S.I.G.) MapInfo. Il bénéficie d'une interface fonctionnelle permettant à ses utilisateurs de tester aisément de nombreuses situations afin d'aider à la gestion du bassin. Celle-ci permet la visualisation des distributions que fournit l'indicateur et les cartes des bornes d'imprécision associées. La version adaptée au bassin versant de la Leyse est présentée dans l'annexe J (p. 229).

IV.6.1 Potentialité de l'outil

Connaître la distribution de la vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires permet d'établir un bilan *ad nihilo* sur le bassin. Mais, au-delà de cette simple évaluation, VESPP peut constituer un outil d'aide à la décision.

Plusieurs cas de figures peuvent être considérés, par exemple :

- la comparaison de l'utilisation de deux produits ; deux scénarios sont mis en place pour deux produits xénobiotique aux propriétés différentes mais qui visent la même cible, la comparaison des cartes obtenues permet de connaître le produit qui engendrerait la vulnérabilité la plus faible, (ou la plus forte) ;
- l'évaluation de la vulnérabilité en fonction des aléas météorologiques ; il est en effet possible de tester un scénario où les conditions météorologiques sont très humides, par exemple, et de les comparer à une situation moyenne. Ainsi, il est possible de savoir dans quelles conditions météorologiques la vulnérabilité imposerait une plus grande vigilance ;

- la visualisation simultanée de la vulnérabilité et d’une carte des risques, rendue possible par l’implémentation de VESPP dans le S.I.G. MapInfo, permet à un gestionnaire d’optimiser la zone d’action d’efforts éventuels pour réduire cette vulnérabilité ;
- l’évaluation d’un scénario d’impact, dans lequel des mesures seraient prises pour atténuer les effets du ruissellement ou de l’érosion. Nous détaillons ci-après un tel exemple d’utilisation de VESPP sur le bassin versant de la Leyse.

IV.6.2 Illustration d’une utilisation de VESPP : évolution des pratiques anti-érosion et anti-ruissellement

Un niveau de pratique soit anti-ruissellement, soit anti-érosion peut être accordé à chaque maille du bassin (cf. § IV.2, p. 126).

La figure IV.8 (p. 151) présente un exemple d’utilisation de VESPP comme outil d’aide à la gestion. La carte du haut présente, pour l’oxadiazon, VESPP dans une situation sans qu’aucune pratique ni anti-érosion ($PAE = 1$), ni anti-ruissellement ($PAR = 1$) ne soit mise en œuvre. La seconde montre la même situation mais dans l’hypothèse où de telles pratiques seraient mises en œuvre ($PAE = PAR = 0,6$) (cf. annexe E, p. 201) sur les mailles dont la vulnérabilité n’était pas « très faible ».

Les valeurs de VESPP évoluent alors à certains endroits du bassin. En particulier, dans la zone entourée sur la figure, la mise en œuvre de ces pratiques est efficace, en effet dans cette zone de nombreuses mailles ont changé de classe, dans le sens d’une diminution de la vulnérabilité.

Cette carte étant obtenue au moyen du S.I.G. MapInfo, il est donc aisé de la superposer ou de la comparer à une carte des pratiques agricoles. L’utilisateur peut alors visualiser si la zone considérée est très agricole et, donc, si le risque est grand. S’il l’est, les mesures mises en œuvre à cet endroit vont alors s’avérer efficaces vis-à-vis des pollutions des eaux de surface par les produits phytosanitaires. L’utilisateur, s’il est gestionnaire, peut donc, optimiser l’effort à engager pour préserver, voire améliorer, la qualité de l’eau.

Cet exemple illustre une utilisation possible de l’indicateur.

IV.7 Conclusion du chapitre

Ce chapitre a permis de présenter l’indicateur VESPP de Vulnérabilité des Eaux de surface aux Produits Phytosanitaires et son application au bassin versant de la Leyse.

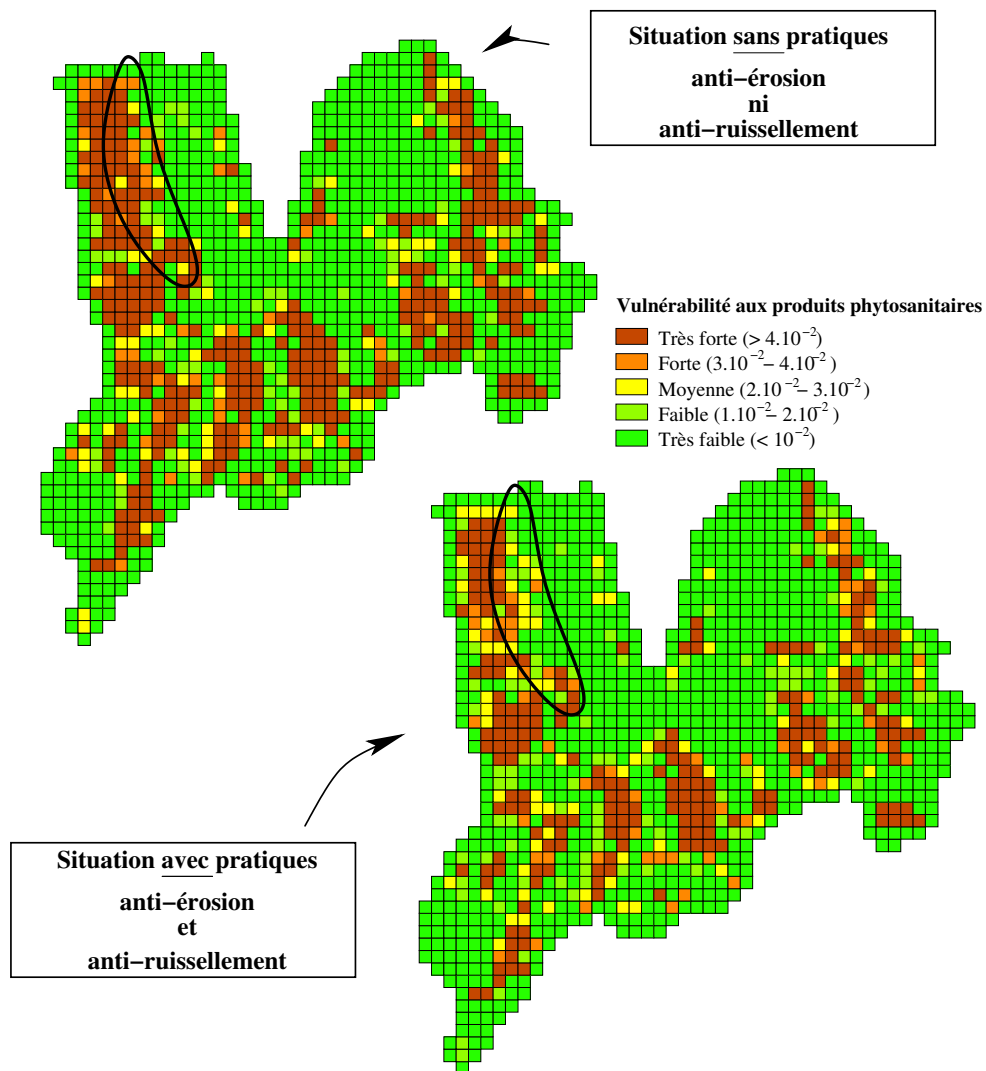


FIG. IV.8 – Exemple d'utilisation de VESPP

Les caractéristiques du bassin (écoulements de surface et de sub-surface prépondérants) ont permis de comparer les résultats avec ceux issus du modèle de transport élaboré précédemment. (cf. chapitre III). Les deux classements de la vulnérabilité sont statistiquement comparables, ce qui constitue un élément important de la pertinence de l'indicateur.

Les imprécisions de VESPP, résultant d'une plus ou moins bonne connaissance des paramètres, ont été estimées à partir de concepts de logique floue. Il a été montré également qu'elles étaient comparables à celles obtenues par la méthode classique de Monte-Carlo, beaucoup plus pénalisante en termes de coût informatique.

Conclusion générale

La vulnérabilité aux produits phytosanitaires des eaux de surface et souterraines du bassin versant de la Leysse (Savoie) a été étudiée par deux approches :

1. la mise en œuvre d'un modèle mécaniste spatialement distribué couplant l'hydrodynamique (MIKE SHE WM) et le transport / devenir des produits (MIKE SHE AD-M) dans l'hydrosystème ;
2. l'utilisation d'indicateur environnemental (VESPP) pour une estimation spatialisée de la vulnérabilité des eaux superficielles.

Le bassin versant de la Leysse, d'une surface de 300 Km² alimente le lac du Bourget. Il est constitué :

1. de zones karstiques aux écoulements souterrains rapides et indépendants de la topographie de la surface ;
2. d'autres zones aquifères, contenues dans les parties basses du bassin, dans le Val du Bourget ;
3. de terrains où les écoulements de surface et les écoulements hypodermiques sont prépondérants.

Ses eaux de surface sont parfois fortement contaminées par les produits xénobiotiques, provenant à la fois d'usages agricoles et d'usages non agricoles (le Val du Bourget accueille l'agglomération de Chambéry et le bassin est traversé de nombreuses voies de communication dont le trafic constitue un risque de pollution accidentelle non négligeable).

Un modèle hydrodynamique distribué du bassin versant de la Leysse tenant compte de ses spécificités a été mis en œuvre à l'aide du logiciel MIKE SHE WM. Ce modèle se compose de 3 sous-modèles :

1. un sous-modèle tient compte des spécificités des terrains karstiques. Bien que le logiciel utilisé ne comporte pas de module dédié à la modélisation karstique ; la versabilité qu'il offre (possibilité de modéliser les écoulements en macro-pores dans la zone non saturée et drainage agricole dans la zone saturée) a permis de reproduire assez fidèlement les écoulements dans ce type de terrains ;

2. les autres zones aquifères sont constituées de milieux poreux continus et sont principalement alimentées par les cours d'eau. Leur fonctionnement a été reproduit en assimilant le milieu à une monocouche poreuse homogène. Une partie de ces terrains est recouverte d'une couche imperméable qui rend l'aquifère artésien. Bien que les simplifications apportées n'ont pas permis de restituer correctement l'amplitude des variations piézométriques observées, les transferts d'eau ont été convenablement simulés ;
3. enfin, le reste du bassin, aux écoulements de surface et de sub-surface prépondérants, a été modélisé par une fine couche de sol (1 m de profondeur). Lorsque celle-ci est en partie saturée, elle induit des écoulements hypodermiques et, lorsque l'intensité des pluies est suffisante, l'eau ruisselle en surface. La représentation choisie simule convenablement le débit des cours d'eau de ces zones.

L'étude du transport de substances chimiques a été effectuée par la simulation de cas reproduisant des situations de pollution sur le bassin, déterminés en partenariat avec les acteurs locaux.

Trois scénarii de pollution diffuse ont été successivement examinés :

- le premier a consisté à arrêter subitement les épandages d'atrazine (agricole) jusqu'alors réguliers sur le bassin. Ce scénario a montré une faible contamination de fond des eaux souterraines mais en constante augmentation, 10 ans encore après le dernier épandage ;
- les deuxième et troisième scénarii qui mettent en jeu respectivement l'oxadiazon et le diuron (agricole et non agricole) ont montré que le transfert de ces produits se fait essentiellement par les eaux de surface. Ce mode de transport implique de fortes concentrations (supérieures au seuil de potabilité fixé par la loi) de produit dans la Leyse durant un mois environ après l'épandage. Le reste du temps, le cours d'eau a une concentration de base de ces produits assez faible (inférieure au seuil de potabilité).

Ces simulations ont mis en évidence le fait que la contamination de la Leyse par de tels produits est due en majeure partie aux usages non agricoles. Deux facteurs se combinent et expliquent cette situation :

- les quantités épandues par les agriculteurs sont moindres que celles épandues par les autres usagers des produits phytosanitaires ;
- les zones d'épandage sont moins étendues pour les zones agricoles.

Quelques scénarii de pollutions ponctuelles accidentelles sur le bassin (mimées par un traceur non réactif, afin de maximaliser le risque) dans des contextes réalistes sont venus compléter les simulations précédentes :

- la simulation du déversement d’une substance sur un sous-bassin de type karstique montre que celle-ci est emmagasinée au sein-même de ces terrains et qu’elle serait exportée à la faveur des crues ;
- en amont de l’aquifère, la simulation du déversement accidentel d’un produit montre que celui-ci entraînerait une contamination de la nappe de Chambéry. La contamination serait dans ce cas évacuée en plus de 3 ans par le ruisseau du Belle-Eau, exutoire naturel de l’aquifère ;
- la simulation du déversement accidentel d’une substance à l’endroit le plus vulnérable du réseau routier montre une pollution qui se propagerait rapidement (moins d’une journée) du lieu de l’accident vers l’exutoire de la Leysse. Le créneau de pollution ainsi créé ne subirait pas de forte dispersion et le contaminant n’atteindrait pas les eaux souterraines de façon significative ;
- enfin, la simulation d’une pollution accidentelle émanant de la zone industrielle de Bissy montre un même comportement de créneau de pollution en période de crue et d’étiage, la dilution du contaminant dans la Leysse étant directement fonction du débit de celle-ci.

Cette étude du transport de substance sur le bassin, effectuée sur la base de scénarii réalistes, a permis de conclure que celui-ci se fait principalement par le biais du ruissellement ou par écoulement de sub-surface.

Cette caractéristique du bassin versant de la Leysse a constitué une opportunité pour évaluer l’indicateur environnemental VESPP de Vulnérabilité des Eaux de Surface aux Produits Phytosanitaires, par comparaison aux résultats du modèle de transport. VESPP fournit la distribution de la vulnérabilité sur un bassin à partir de paramètres d’accès relativement aisé. Les distributions obtenues par l’une et l’autre méthodes sont comparables, ce qui valide la méthode de l’indicateur.

En outre, les imprécisions de l’indicateur ont été estimées à l’aide de concepts de logique floue et comparée à celles obtenues par la méthode de Monte Carlo. Il est apparu que ces deux approches donnaient des résultats très sensiblement équivalents.

En permettant de comparer différentes situations et de tester *a priori* des scénarii d’aménagement, l’indice VESPP nous semble constituer un outil (assez aisé à renseigner) intéressant pour une aide à la gestion des ressources en eau.

La modélisation à l’aide du logiciel MIKE SHE sur un bassin versant, dénué de toute vocation à être un observatoire de recherche en environnement, soulève le problème de la quantité de données à fournir en entrée au modèle et de leur disponibilité. En effet, le caractère distribué du modèle rend le nombre des paramètres très important et l’impossibilité d’en renseigner la plupart rend délicat le calage d’un tel outil. Les simplifications qui en découlent altèrent la qualité de sa sortie. Il est néanmoins possible d’obtenir une représen-

tation acceptable des phénomènes. En outre, malgré sa difficile mise en œuvre, l'approche distribuée et mécaniste fournit une évaluation spatio-temporelle des flux au sein du bassin lui-même qui a été nécessaire à notre étude.

La comparaison des vulnérabilités issues du modèle et de l'indicateur VESPP a montré que les deux approches donnaient des résultats similaires ce qui peut constituer une pseudo-validation de l'indicateur proposé. Bien qu'il faille s'attendre à une bonne représentation sur d'autres types de bassin, cette méthode n'est cependant valable *stricto sensu* que pour le cas particulier de la Leysse. Il reste à montrer le caractère générique de l'approche en effectuant des études comparables à celle-ci sur des bassins aux caractéristiques hydrologiques différentes.

Table des figures

I.1	Situation géographique du lac du Bourget.	8
I.2	Limites du bassin versant de la Leysse.	10
I.3	Situation géologique du bassin versant de la Leysse.	13
I.4	Schéma de l'écoulement des eaux dans le Mont Revard et leur exurgence. .	14
I.5	Situation des principaux bassins d'alimentation karstiques et de leurs exur- gences au sein du bassin versant de la Leysse.	15
I.6	Situation des nappes du bassin versant de la Leysse.	17
I.7	Coupe longitudinale de la formation aquifère chambérienne d'après Maillet- Guy et Nicoud (1988)	18
I.8	Occupation du sol et voies de communication sur le bassin versant de la Leysse (d'après Corine Land Cover).	21
I.9	Pluviométrie mensuelle moyenne calculée entre 1989 et 1999 aux stations du bassin versant de la Leysse.	27
I.10	Débits moyens mensuels mesurés en différentes stations du bassin versant de la Leysse.	29
I.11	Moyenne mensuelle des hauteurs d'eau dans les puits Joppet, Pasteur et des Iles calculée entre 1989 et 1999.	30
I.12	Minima et maxima des températures moyennes mensuelles aux stations de mesures de Voglans, de Challes-les-Eaux et de Les Déserts.	32
I.13	ETP décadaire à Chambéry et à La Féclaz en moyenne mensuelle sur la période 1989-2000.	33
II.1	Le cycle de l'eau dans le logiciel MIKE SHE : processus modélisés.	41
II.2	Maillage, topographie et réseau hydrographique du modèle de la Leysse et principaux points de calage.	45
II.3	Répartition des terrains modélisés sur le bassin versant de la Leysse.	47
II.4	Principes utilisés pour modéliser les écoulements en terrain karstique. . . .	49
II.5	Débits calculés et mesurés à la station de Lovettaz	51
II.6	Débits en aval de la Doriaz obtenus pour 4 proportions de pluie transférée directement au travers du sol par « bypass ».	53

II.7	Débits observés et simulés de l'Albanne non loin de sa confluence avec la Leysse.	57
II.8	Débit de l'Albanne pour différentes valeurs de la conductivité hydraulique à saturation du sol (m.s^{-1}).	59
II.9	Extension et situation des nappes libre et confinée sur le bassin versant de la Leysse, localisation des principaux points de mesure.	60
II.10	Cotes piézométriques observées et simulées au puits Pasteur de 1994 à 1998.	64
II.11	Simulation des cotes piézométriques de la Leysse pour trois situation d'imperméabilisation	66
II.12	Cotes piézométriques observées et simulées au puits des Îles	67
II.13	Débit observé, débit calculé et part du débit provenant de la nappe confinée dans le ruisseau du Belle-Eau.	69
II.14	Débits observés et simulés de la Leysse, au pont du Tremblay.	71
II.15	Débits observés et simulés de la Leysse au pont du Tremblay en utilisant un pas de temps horaire des pluies.	73
III.1	Répartition des mailles occupées par la culture de céréales sur le bassin versant de la Leysse (d'après Corine Land Cover).	80
III.2	Localisation des points de suivi des concentrations en atrazine dans la nappe.	82
III.3	Évolution de la concentration en atrazine dans la nappe à surface libre (1989-2009).	83
III.4	Évolution de la concentration en atrazine dans la nappe confinée (1989 — 2009).	86
III.5	Répartition des mailles occupées par les vignes et les vergers et par les zones urbaines sur le bassin versant de la Leysse (d'après Corine Land Cover).	89
III.6	Concentration en oxadiazon à la surface du bassin versant, la veille de l'épandage, puis après 1 jour, 5 jours, 10 jours et 29 jours de simulation.	91
III.7	Évolution de la concentration en oxadiazon dans la Leysse au pont du Tremblay (échelle logarithmique) ; débit total et débit ruisselé simulés.	92
III.8	Évolution de la quantité d'oxadiazon dans les eaux de la Leysse au pont du Tremblay, débit total et ruisselé calculés du 15 avril 1996 au 15 avril 1997.	94
III.9	Quantité d'oxadiazon à la surface du bassin, 1 jour, 10 jours et 30 jours après son épandage sur les vignes et les vergers (colonne de droite) ou sur les zones urbaines (colonne de gauche) au cours de la simulation du 1 ^{er} mai 1996 au 30 avril 1997.	96
III.10	Évolution de la concentration d'oxadiazon de la Leysse au cours de la simulation ; les contributions des zones agricoles et non agricoles sont distinguées.	97
III.11	Évolution des quantités de diuron présentes à la surface du bassin le 30 mars (fin de l'initialisation), le 15 avril et le 30 avril (pendant les épandages) et les 15 et 30 mai (après les épandages).	111

III.12	Simulation de la concentration en diuron dans la Leyse, débit (total et ruisselé) et pluies au cours de la période de suivi, du 15 mars 1996 au 14 mars 1997.	112
III.13	Évolution, dans la Leyse à la station du pont du Tremblay, des concentrations en diuron provenant respectivement de la zone agricole et de la zone non agricole.	113
III.14	Quantité de traceur et débit à la station de Lovettaz au cours des 3 mois qui suivent l'introduction du traceur.	114
III.15	Concentration en traceur dans la zone aquifère 90 jours environ après l'introduction de celui-ci.	115
III.16	Localisation des références du scénario de déversement accidentel d'un traceur passif à proximité du lieu dit « Buisson Rond » et localisation de l'injection du Tunnel des Monts (cf. § III.6.5, p. 107).	116
III.17	Évolution de la concentration en traceur pendant 4 ans dans les eaux souterraines ; le traceur a été déversé au lieu dit « Buisson-Rond ».	117
III.18	Évolution de la concentration du traceur dans les eaux souterraines, au puits des Îles.	118
III.19	Concentration en traceur et débit à la station du « Pont du Tremblay ».	119
III.20	Concentration en traceur et débit dans l'Érié à l'amont proche de sa confluence avec la Leyse pendant une semaine.	120
III.21	Concentration en traceur et débit dans la Leyse à la station hydrométrique du Pont du Tremblay.	121
IV.1	Schéma explicatif du calcul du poids pour l'estimation du risque par le modèle.	135
IV.2	Répartitions des paramètres n_p et P_u sur le bassin versant de la Leyse calculées pour la période du 1 ^{er} mai 1997 au 1 ^{er} mai 1998.	137
IV.3	Évaluation du risque qu'encourent les eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires sur le bassin versant de la Leyse selon VESPP et selon le modèle.	139
IV.4	Paramètre flou utilisé pour la détermination de l'imprécision de VESPP (en exemple le temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$)) et exemple d'un nombre flou obtenu sur une maille du bassin versant de la Leyse pour VESPP.	144
IV.5	Méthode d'obtention des cartes de la borne inférieure, du mode et de la borne supérieure de VESPP (cas illustré : méthode floue).	146
IV.6	Distribution des valeurs aléatoires d'un paramètre (en exemple : le temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$)) et exemple d'une distribution de VESPP obtenue sur une maille du bassin versant de la Leyse.	147

IV.7	Répartition sur le bassin test des bornes de l'intervalle d'imprécision et d'une valeur représentative de VESPP obtenue à l'aide de la méthode de Monte-Carlo et de la méthode floue.	148
IV.8	Exemple d'utilisation de VESPP	151
B.1	Description des paysages karstiques, (d'après Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (1999)).	178
B.2	L'aquifère karstique, conceptualisation (selon Mangin (1975)).	180
C.1	Le flux des données dans MIKE SHE.	187
D.1	Représentation schématique des processus majeurs intervenant au cours du ruissellement (d'après Bellamie (1992))	192
F.1	Exemple de fonction d'appartenance triangulaire ($T_{\frac{1}{2}}$)	206
F.2	Exemple d'une fonction d'appartenance en forme de cloche ($T_{\frac{1}{2}}$)	208
F.3	Exemple d'une fonction d'appartenance en forme de trapèze ($T_{\frac{1}{2}}$)	209
F.4	Exemple d'utilisation d'une coupe de niveau α	214
F.5	Illustration des données prises en compte dans les divergences de premier ordre	216
I.1	Comparaison de l'indicateur VESPP et du modèle MIKE SHE AD-M au cours de l'année la moins pluvieuse des années 1990-2000 ; de mai 1993 à avril 1994.	226
I.2	Comparaison de l'indicateur VESPP et du modèle MIKE SHE AD-M au cours de l'année 1996-1997 : année de pluviométrie moyenne.	227
I.3	Comparaison de l'indicateur VESPP et du modèle MIKE SHE AD-M au cours de l'année 1997-1998 : année de pluviométrie moyenne.	228
J.1	Aborder le logiciel	230
J.2	Ouverture d'un scénario	231
J.3	Visualisation	232
J.4	Menu « VESPP »	233
J.5	Création d'un nouveau scénario	233
J.6	Saisie de nouveau paramètre	234
J.7	Nouveau pesticide	234

Liste des tableaux

I.1	<i>Volume d'eau moyen extrait annuellement par les puits Pasteur, Joppet et des Îles entre 1989 et 2000 d'après les Services de l'Eau de l'agglomération de Chambéry.</i>	25
I.2	<i>Stations pluviométriques.</i>	26
I.3	<i>Stations de mesures limnimétriques alimentant la Banque Hydro (DIREN) sur le bassin versant de la Leysse.</i>	28
II.1	<i>Principaux paramètres du modèle des karsts.</i>	48
II.2	<i>Principaux paramètres du modèle des terrains à écoulements de surface et de sub-surface prépondérants.</i>	56
II.3	<i>Principaux paramètres du modèle de la nappe à surface libre.</i>	62
II.4	<i>Principaux paramètres du modèle de la nappe confinée.</i>	62
III.1	<i>Paramètres chimiques de l'atrazine</i>	79
III.2	<i>Dispersivités utilisées dans le modèle</i>	80
III.3	<i>Paramètres chimiques de l'oxadiazon</i>	88
III.4	<i>Paramètres chimiques du diuron</i>	100
IV.1	<i>Paramètres imprécis de l'indicateur VESPP</i>	143
E.1	<i>Valeur de l'indice M en fonction du mode d'application d'un produit.</i>	202
E.2	<i>Modalités du calcul de l'indice de couverture végétale C selon le type de couvert.</i>	203
E.3	<i>Valeurs de l'indice PAE des pratiques anti-érosion.</i>	204
E.4	<i>Valeurs de l'indice PAR des pratiques anti-ruissellement.</i>	204
F.1	<i>Multiplication de deux nombres flous triangulaires (les valeurs de la fonction d'appartenance restent les mêmes, seules les valeurs de x changent)</i>	211
G.1	<i>Sensibilité de VESPP à une variation de 10 % de ses paramètres : la valeur moyenne d'un paramètre est accrue de l'erreur, VESPP est ensuite calculé pour la variation de chaque paramètre</i>	222

Bibliographie

- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O'Connell, P., et Rasmussen, J. (1986a). An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen, " SHE ", 1 : History and Philosophy of a physically based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 17, 45–59.
- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O'Connell, P., et Rasmussen, J. (1986b). An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen, " SHE ", 1 : Part 2 structure of a physically based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 17, 60–73.
- Aboudjaoudé, A. (1991). *Modélisation hydrologique de l'infiltration dans les sols encroûtés à différentes échelles spatiales*. Doctorat, Université Joseph Fourier — Grenoble I.
- AFP (2003). Les eaux françaises largement contaminées par les pesticides. Dépêche.
- Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (1999). *Guide technique n° 3 - Connaissance et gestion des ressources en eaux souterraines dans les régions karstiques*. Rapport technique, Agence de l'eau.
- Aharnson, N. (1987). Potential contamination of groundwater by pesticides. *Pure and Applied Chemistry*, 59(10), 1419–1446.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., et Petty, R. (1985). *DRASTIC : A standardised system for evaluated ground water pollution potential using hydrogeologic settings*. Technical Report EPA/600/2-85/018, United States Environmental Protection Agency.
- Anderson, E. (1968). Development and testing of snowpack energy balance equations. *Water Resour. Res.*, 4(1), 19–37.
- Andre, R. (2000). Bilan des prélèvements d'eau dans le bassin versant du lac du Bourget — Aperçu des conflits d'usage dans le bassin versant de la Leysse. Rapport de MST montagne, Université de Savoie.

BIBLIOGRAPHIE

- Audra, P. (1994). *Karsts alpins, genèse de grands réseaux souterrains - Exemple : le tennengebirge (Autriche), l'Île de Crémieux, la Chartreuse et le Vercors (France)*, volume Kartologia Mémoires n° 5, chap. 5, (pp. 217–247). Philippe Audra.
- Babut, M. et Breuzin, C. (2000). Pertinence d'une sélection des pesticides à mesurer dans un réseau de surveillance de la qualité des eaux superficielles à l'aide d'une méthode simplifiée d'évaluation des risques. *Revue des sciences de l'eau*, (pp. 363–378).
- Bardossy, A. et Duckstein, L. (1995). *Fuzzy Rule-Based Modelling with Applications to Geophysical, Biological and Engineering Systems*. FL, USA : CRC-press, Boca-Raton.
- Bathurst, J. (1986). Sensitivity analysis of the Système Hydrologique Européen for an upland catchment. *Journal of Hydrology*, 87, 103–123.
- Bellamie, R. (1992). Contamination des eaux de surface par les produits sanitaires. In *Séminaire altération et restauration de la qualité des eaux continentales* (pp. 21–26). Port Leucate.
- Bernard, C. (1985). *Contrôle de la pollution agricole diffuse*. Rapport technique, Sciences et techniques de l'eau.
- Bouchon-Meunier, B. (1995). *La logique floue et ses applications*. Addison-Wesley.
- Brochet, P. et Gerbier, N. (1974). *L'évapotranspiration : aspects agrométéorologiques, évaluation pratique de l'évapotranspiration potentielle*. Météorologie Nationale, Paris. Monographie n° 65.
- BURGEAP (1993). *Géologie et hydrologie du bassin du Grand Morin*. Rapport technique, Syndicat des Eaux d'Ile de France — Compagnie Générale des Eaux.
- Charnay, L. (1998). Rétention des produits phytosanitaires par les fossés : rôle des sédiments. DEA, Université Claude Bernard - Lyon. Cemagref.
- CISALB (1996). *Analyse de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget — 1995–96*. Rapport technique, CISALB.
- Civita, M. (1993). Ground water vulnerability maps : a review. In *Proceedings in IX symposium Pesticide Chemistry : mobility and degradation of xenobiotics* (pp. 587–631). Piacenza.
- Coburn, A., Spence, R., et Pomonis, A. (1991). *Programme de formation à la Gestion des Catastrophes — Évaluation de la vulnérabilité et des risques*. UNESCO, 1 édition.
- Conseil Général de la Savoie (1999). *Le grand lac*. Rapport technique, Conseil général de la Savoie.

- Coste, L. (2001). Sur plusieurs définitions du risque et leurs conséquences en matière de prévision, prédiction et prévention. *La Houille Blanche*, 2, 16–22.
- Crochet, P. et Marsaud, B. (1997). Approches conceptuelles de l'aquifère karstique. Problèmes méthodologiques et d'exploitation. *Hydrogéologie*, 3, 3–18.
- Culliney, T., Pimentel, D., et Pimentel, M. (1992). Pesticides and natural toxicants in foods. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 41, 297–320.
- Cunge, J. (1995). Modèles mathématiques en hydraulique et en hydrologie. In *Techniques de l'ingénieur — Traité construction*, volume C—180 (pp. 1–18). Techniques de l'ingénieur.
- Davis, D. et Bradlow, H. (1995). Can environmental estrogens cause breast cancer? *Scientific American*, 273, 166–172.
- DDAF73 (1991). *Étude hydraulique générale des cours d'eau du bassin chambérien — rapport de synthèse*. Rapport technique, Beture Setame.
- de Bruyn, B. (1999). Estimation d'un indice de vulnérabilité environnementale et de son imprécision par la théorie des sous-ensembles flous - Application à la vulnérabilité des eaux de surface face aux produits phytosanitaires sur le bassin versant du Vannetin. DEA, Université Joseph Fourier Grenoble I.
- de Bruyn, B., Freissinet, C., et Vauclin, M. (2001). *Information géographique et aménagement du territoire*, volume Gestion spatiale des risques, chap. Utilisation couplée des techniques d'analyse spatiale et de l'arithmétique floue pour évaluer la vulnérabilité d'un bassin versant. Hermes. ISBN 2-7462-0319-7.
- de Marsily, G. (1994). Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. *Revue des sciences de l'eau*, 7, 219–234.
- Donati, L. et Funari, E. (1993). Review of leaching characteristics of triazines and their degradation products. *Ann. Ist. Super. Sanita.*, 29(2), 395–410.
- Dorioz, J. et Ferhi, A. (1994). Non-point pollution and management of agricultural areas : phosphorus and nitrogen transfer in agricultural watersheds. *Water Research*, 28(2), 395–410.
- Drogue, C. (1974). Structure de certains aquifères karstiques d'après les résultats de certains travaux de forage. *Compte rendus de l'Académie des Sciences, Série III*, 278, 2621–2624.
- Dubois, D. et Prade, H. (1988). *Possibility Theory — An approach to computerized processing of uncertainty*. Plenum Press.

BIBLIOGRAPHIE

- Dubois, G. (1985). *Index phytosanitaire*. Paris : Association de Coordination Technique Agricole, 3 édition.
- Environnement magazine (2000). Pesticides : haro sur les sous produits. *Environnement Magazine*, 1584, 32–33.
- ESIGEC (1998). *Pollution des eaux du bassin versant du lac du Bourget par les produits phytosanitaires — Étude préliminaire*. Rapport technique, ESIGEC.
- Fawcett, R., Christensen, B., et Tierney, D. (1994). The impact of conservation tillage on pesticide runoff into surface water : a review and analysis. *J. of Soil and Water Conservation*, (pp. 126–135).
- Fetter, C. (1999). *Contaminant hydrogeology*, chap. 2. Robert A. McConnin.
- Ford, D. (1981). Geologic structure and a new exploration of limestone cavern genesis. *Transactions of the cave research groups of Great Britain*, 13, 81–94.
- Foster, S. (1987). Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. *RIVM, Proceedings and Information*, 38, 69–86.
- Foster, S., Chilton, P., et Stuart, M. (1991). Mechanisms of groundwater pollution by pesticides. *Journal IWEM*, 5, 186–193.
- Fournier, F. (1960). *Climat et Erosion*. Paris : Presse Universitaire de France.
- Freissinet, C. (1997). *Estimation des imprécisions dans la modélisation du devenir des produits phytosanitaires dans les sols : une méthode fondée sur la logique floue*. Doctorat, Université Joseph Fourier — Grenoble I.
- Freissinet, C., Vauclin, M., et Erlich, M. (1998). A fuzzy logic-based approach to assess imprecisions of soil water contamination modelling. *Soil and Tillage Research*, 1201, 1–7.
- Garon-Boucher, C. (1998). Rétention des produits phytosanitaires par les fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain. DEA, Université Claude Bernard - Lyon. Cemagref.
- Gauthier, S. (1998). *Contrat de bassin versant du lac du Bourget - Dossier de candidature*. Rapport technique, C.I.S.A.L.B. - Mission Développement Prospective.
- Gelhar, L. (1986). Stochastic subsurface hydrology from theory to applications. *Water Resour. Res.*, 22 n° 9.
- Gregor, D. et Gummer, W. (1989). Evidence of atmospheric transport and deposition of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in canadian arctic snow. *Environmental Science et Technique*, 23, 561–565.

- Grelat, D. (2002). *Crues des hauts bassins de la Loire. Modélisation géographiquement distribuée, MIKE SHE : évaluations et perspectives*. Doctorat, Université Paris VI.
- Gremmen, W. et Hannss, C. (1994). Une nouvelle analyse pollinique de la banquette du Tremblay et son rapport avec le Pléistocène supérieur du Val du Bourget (Savoie). *Géologie Alpine*, 70, 29–45.
- Gril, J., Gouy, V., et Carluer, N. (1999). Processus de transfert superficiel des produits phytosanitaires de la parcelle au bassin versant. *La Houille Blanche*, 5, 76–80.
- Guigon, F. (1976). *Géologie et travaux souterrains - Étude d'avant projet du tunnel du Bourget, Bilan des observations sur cinquante tunnels ferroviaires dans la région Rhône Alpes*. Thèse de doctorat, Université scientifique et médicale de Grenoble.
- Guinot, V. (1995). *Modélisation mécaniste du devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement souterrain — Application à la protection des captages en aquifère*. Doctorat, Université Joseph Fourier — Grenoble I.
- Gustafson, D. (1989). Groundwater ubiquity score : a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 339–357.
- Hayo van der Werf, M. (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 60, 81–96.
- Hayo van der Werf, M. et Zimmer, C. (1998). An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphère*, 36(10), 2225–2249.
- Higy, C. (1996). *Application de la théorie des sous-ensembles flous (fuzzy-sets) à l'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines*. Rapport de stage, EPFL.
- Hileman, B. (1994). Environmental estrogens linked to reproductive abnormalities, cancer. *Chemical Engineering News*, 75(5), 19–23.
- IRAP (1993). *Schéma de cohérence - Pollution des eaux : rapport final*. Rapport technique, DDE 73, Annecy.
- Kaufmann, A. et Gupta, M. (1985). *Introduction to fuzzy arithmetic theory and application*. New-York : Van Nostrand Reinhold Company.
- Kaurk-Leite, L. (1990). *Réflexion sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole*. Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris.
- Kelce, W., Stone, C., Laws, S., Gray, L., Kemppainen, J., et Wilson, E. (1995). Persistent DDT metabolite p,p4-DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature*, 375, 581–585.

BIBLIOGRAPHIE

- Koenig, G. (1980). La dépollution du lac du Bourget. *Le moniteur*.
- Kristensen, K. et Jensen, S. (1975). A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Nordic Hydrology*, 6, 170–188.
- Lallemand-Barres, P. et Peaudecerf, P. (1978). Recherche des relations entre la valeur de la dispersivité macroscopique d'un milieu aquifère, ses autres caractéristiques et les conditions de mesure, étude bibliographique. *Bulletin, Bureau des Recherche Géologique et Minière*, 3/4, 2777–287.
- Leblanc, G. (1995). Are environmental sentinels signalling? *Environmental Health Perspectives*, 103, 888–890.
- Lemordant, Y. (1977). *Infiltration et transfert des eaux souterraines en pays karstique - Le plateau du mont Revard (Savoie)*. Doctorat, Université scientifique et médicale de Grenoble.
- Liégé, C. (1998). *Méthode fondée sur la théorie des sous-ensembles flous pour définir un indicateur environnemental et son imprécision - Application à l'estimation de la vulnérabilité des eaux superficielles par les produits phytosanitaires sur le bassin versant du Vannetin*. Rapport de stage, SOGREAH, L.T.H.E.
- Lobo-Ferrera, J. et Costa-abral, M. (1991). Proposal for an operational definition of vulnerability for the European community's atlas of groundwater resources. In *Groundwater Work group* Brussels.
- Ludwig, B., Auzet, A., Boiffin, J., Papy, F., King, D., et Chadoeuf, J. (1996). Etat de surface, structure hydrographique et érosion en rigole de bassins versants cultivés du nord de la France. *Etude et gestion des sols*, 3(1), 53–70.
- Madhun, Y. et Freed, V. (1990). *Pesticide in the soil environment*, chap. « Impact of the pesticide on the environment », (pp. 429–466). 2. Soil Soci. of America : WI, USA, Madison edition.
- Maillet-Guy, G. (1989). *Hydrogéologie du bassin Chambérien, un exemple de système aquifère de vallée glaciaire*. Doctorat, UFR des sciences et techniques de l'université de Franche-Comté.
- Maillet-Guy, G. et Nicoud, G. (1988). Contrôle de l'hydrogéologie des vallées glaciaires par le détritisme quaternaire : exemple du bassin chambérien. *Géologie alpine, Mémoire hors série*, 14, 299–304.
- Maison, P. (2000). *Un modèle hydrologique de suivi de la pollution diffuse en bassin versant — Approche mécaniste simplifié de la zone non saturée*. Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.

- Mangin, A. (1975). *Contribution à l'étude hydrodynamique des aquifères karstiques*. Doctorat ès sciences, Université de Dijon.
- Meeks, Y. et Dean, D. (1985). Evaluation of ground-water vulnerability to pesticides. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 116(5), 693–707.
- Metropolis, N. et Ulam, S. (1949). The Monte Carlo method. *Jo. of the Am. Stat. Assoc.*, 44, 335–341.
- Morena, F. (2000). Analyse et modélisation du cycle hydrologique sur le bassin versant de la leysse - étude de sensibilité des schématisations MIKE SHE. Rapport de DEA, Université Joseph Fourier - Grenoble I.
- Morris, E. (1982). Sensitivity of the European Hydrological System snow models. In *Proceedings of the Exeter Symposium*, volume 138 (pp. 221–231). : IAHS.
- Morris, E. (1983). Modelling the flow of mass and energy within a snowpack for hydrological forecasting. *Ann. Glaciol.*, 4, 198–203.
- Morris, E. et Godfrey, J. (1979). The european hydrological system snow routine. In S. Colbeck et M. Ray (Eds.), *Proc. Modelling of snow Cover Runoff* (pp. 269). Hanover : N.H.
- Nash, J. et Stutcliffe, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part I, A discussion of principes. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290.
- Nicoud, G. (1978). Hydrogéologie de la vallée de Couz - Savoie. *Annales du Centre Universitaire de la Savoie - Sciences naturelles*, III, 1–35.
- Nicoud, G., Monjument, G., et Maillet-guy, G. (1987). Contrôle du comblement quaternaire des vallées alpines du nord par la dynamique lacustre. *Géologie Alpine*, Mém. h.s. n° 13, 457 – 468.
- Novotny, V. et Chester, G. (1981). *Handbook of non point pollution*, chap. Sources and management, (pp. 230–243). Environmental Engineering Series. Van Nostram Reinhold.
- OECD (1998). *Toward sustainable development environmental indicators*. OECD.
- Patty, L. (1997). *Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufénicanil). Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées*. Doctorat, Université Joseph Fournier - Grenoble I. Cemagref — ITCF.
- Poligot-Pitsch, S. (2002). *Modélisation des échanges entre nappe et rivière — Application au Val d'Avaray — Influence sur la stabilité et l'érosion des berges*. Doctorat, Université technologique de Compiègne.

BIBLIOGRAPHIE

- Que Choisir ? (2000). Au fil des eaux minérales et de source. *Que Choisir ?*, n° 369.
- Rao, P. et Davidson, J. (1980). *Environmental Impact of Non Point Source Pollution*, chap. Estimation of pesticide retention and transformation parameters required in non point source pollution model, (pp. 23–67). Environmental Impact of Non Point Source Pollution, Ann Arbor Sci. Publ. Co.
- Rao, P. et Jessup, R. (1985). Development and verification of simulation models for describing pesticide dynamics in soils. *Ecological Modelling*, 16, 67–75.
- Rechatin, C. (1994). *Méthodes de diagnostic et eaux souterraines - Application au bassin versant du Grand Morin*. Rapport technique, ENGREF — Compagnie Générale des eaux.
- Reed, S. (1995). *Programme de formation à la Gestion des Catastrophes — Introduction aux aléas*. UNESCO, 2 édition.
- Richards, L. (1931). Capillary conduction of fluids in porous mediums. *Physics*, 1, 318–333.
- Rico, A. (1999). Les phytosanitaires — homologation. *La Houille Blanche*, 3/4, 132–135.
- Sabadie, J. et Coste, C. (1988). Chemical degradation of carbamate herbicides deposited on various homoionic clays .6. propyn-2-yl n-phenylcarbamate. *Weed research*, 28(1), 13–18.
- Saporta, G. (1978). *Théories et méthodes de la statistique*. Paris : Technip.
- Sauboua, E. (2001). *Modélisation stochastique fonctionnelle du transfert d'eau et d'azote sous culture de maïs — Application à l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles en plaine de Bièvre*. Doctorat, Université Joseph Fourier — Grenoble I.
- Schiavon, M. et Perrin-Ganier, C. (1999). Origine et devenir des produits phytosanitaires. *La Houille Blanche*, 3/4, 136–141.
- Schultz, K. et Huwe, B. (1997). Water flow modeling in the insaturated zone with imprecise parameters using a fuzzy approach. *Journal of Hydrology*, 201, 211–229.
- Shipitalo, M. J., Edwards, W., et Owens, L. (1997). Herbicides losses in runoff conservation-tilled watersheds in a corn-soybean rotation. *Sol Science Society of America Journal*, 61, 267–272.
- SOGREAH (1961). *Aménagement de la vallée du Grand Morin*. Rapport technique, Sogreah.
- SOGREAH-LHF (1997). *Étude des transferts de micropolluants agricoles sur le bassin du Grand-Morin*. Rapport technique, SOGREAH, Grenoble.

- Vachaud, G., Passerat De Silans, A., Balabanis, P., et Vauclin, M. (1985). Temporal stability of spatially measured soil water probability density function. *Soil Sci. Soci. of Am. J.*, 49(4), 822–828.
- Vauclin, M. (1994). Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue de Sciences de l'eau*, 7, 81–102.
- Wagenet, R. et Huston, J. (1989). *LEACHM — A process-based model of water and solute movement transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone — version n° 2*. Technical report, Department of Agronomy — Cornell University, Ithica — NY.
- Walker, A. (1976). Simulation of herbicides persistence in soil, simazine and linuron in longterm experiments. *Pestic. Sci.*, 7, 50–58.
- Wauchope, R. (1978). The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. *Journal of Environment quality*, 7, 459–472.
- Wauchope, R., Buttler, T., Hornsby, A., Augustijn-Beckers, P., et Burt, J. (1992). The scs/ars/ces pesticide properties database for environmental decision-making. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, volume 123. New-York : Springer-Verlag.
- Wischmeier, W. et Smith, D. (1958). Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Trans. Amer. Geophys. Union*, 39(2), 285–291.
- Zadeh, L. (1965). Fuzzy sets. *Information and Control*, 8, 338–353.
- Zamolo, G. (1980). *Régime des eaux souterraines dans les massifs calcaires. Hydrogéologie du secteur sud-est des Bauges (Savoie). Bassins versants du Ternèze et du Nant d'Aillon*. Thèse de doctorat, Université scientifique et médicale de Grenoble.
- Zuzel, J. et Cox, L. (1975). Relative importance of meteorological variable in snowmelt. *Water Resour. Res.*, 11, 174–176.

BIBLIOGRAPHIE

Annexe A

EUROLAKES

The EUROLAKES project is part funded by the European Commission within the Fifth Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration Activities.

Contract no: EVK1-CT1999-00004

Conjordinator: Dr. Kurt Duwe, HYDROMOD Scientific Consulting, Germany

Project home page: <http://www.hydromod.de/Eurolakes>

A.1 Introduction

EUROLAKES (Integrated Water Resource Management for Deep European Lakes and their Catchment Areas) focuses on the current state of deep European lakes used for drinking water supply. It aims to improve current strategies for their long term management, short-term pollution control, and integrated monitoring. Project activities will lead to recommendations to European legislation and the EU Water Framework Directive concerning an integrated water management approach.

The project (duration: 2000—2003) is concentrated on four European lakes:

- **Lac du Bourget** (Bourget lake) in France ;
- **Lac Léman** (Lake Geneva) in Switzerland and France ;
- **Bodensee** (Lake Constance) in Germany, Austria and Switzerland ;
- **Loch Lomond** in Scotland.

These lakes are very important for water abstraction and have already been the subject of intensive, but individual, scientific and management activities.

These lakes are very important for water abstraction and have already been the subject of intensive, but individual, scientific and management activities. Lac Léman (Lake Geneva)

Each lake has its own individual profile as well as a range of comparable characteristics:

- Bourget Lake is the largest natural lake situated totally within France. It is a very popular recreational site and an important source of drinking water.
- Lake Geneva is of glacial origin created by a moraine dam at the western end. There are several industrial developments and hydroelectric power plants within the catchment. The lake is also used as a recreational area and for drinking water supply.
- Loch Lomond is probably the best known of all Scottish lakes. It is used for public water supply and hydroelectricity generation and is of considerable economic, recreational and scientific value.
- Lake Constance is glacial in origin. The Alpine Rhine river, which is the main inflow, drains over half of the catchment area. Lake Constance is a complex aquatic ecosystem and any changes are extremely difficult to evaluate due to a general lack of knowledge and understanding of lake systems.

A.2 Scientific Objectives

Large deep lakes play a very important role in the water supply of several regions in Europe. In contrast to the very detailed water management strategies developed for many small rivers and lakes and their catchments, these “small oceans” have not been subject to such a detailed integrated and interdisciplinary approach.

In this context, the Eurolakes project has the following main objectives:

1. Improving strategies concerning longterm management, shortterm pollution control, and integrated monitoring of deep European lakes and their catchment areas.

2. Describing the seasonal and intraannual dynamics and quantifying the key processes and parameters in deep European lakes.
3. Establishing additional ecological criteria to substantiate water and ecosystem quality.
4. Generalising a combined water quality lake/catchment management approach.
5. Making recommendations to support European legislation, especially the Water Framework Directive.

For specific tasks, relevant experience will be drawn also from work concerning the following sites which are used as water resources for the cities of Tampere (Finland) and Warsaw (Poland), respectively: the Lake Längelmävesi (Längelmävesi Roine) and the Ze-grzynski Reservoir.

A.3 The Eurolakes Consortium

The Eurolakes consortium consists of 15 institutions representing seven European countries: Germany, France, United Kingdom, Switzerland, Finland, Poland, Austria and an European Commission Joint Research Centre.

HYDROMOD Scientific Consulting, Germany, (Co-ordinator)

SOGREAH Consulting Branch, France

University of Glasgow, Scotland, UK

Ecole Polytechnique Fédérale, Lausanne, Switzerland

Institut für Seenforschung, Germany

Pirkanmaa Regional Environment Centre, Finland

Ylec, Consultants, France

Warsaw University of Technology, Poland

Centre for Ecology and Hydrology, Scotland, UK

Fehr & NiemannHollatz, Umweltconsult GmbH, Germany

CARRETEL, Université de Savoie, France

European Commission, **Directorate General Joint Research Centre/ IPTS**, Spain

Finnish Environment Institute, Finland

METCON, Umweltmeteorologische Beratung, Germany

Posch & Partners, Consulting Engineers, Austria

Annexe B

Description des terrains karstiques

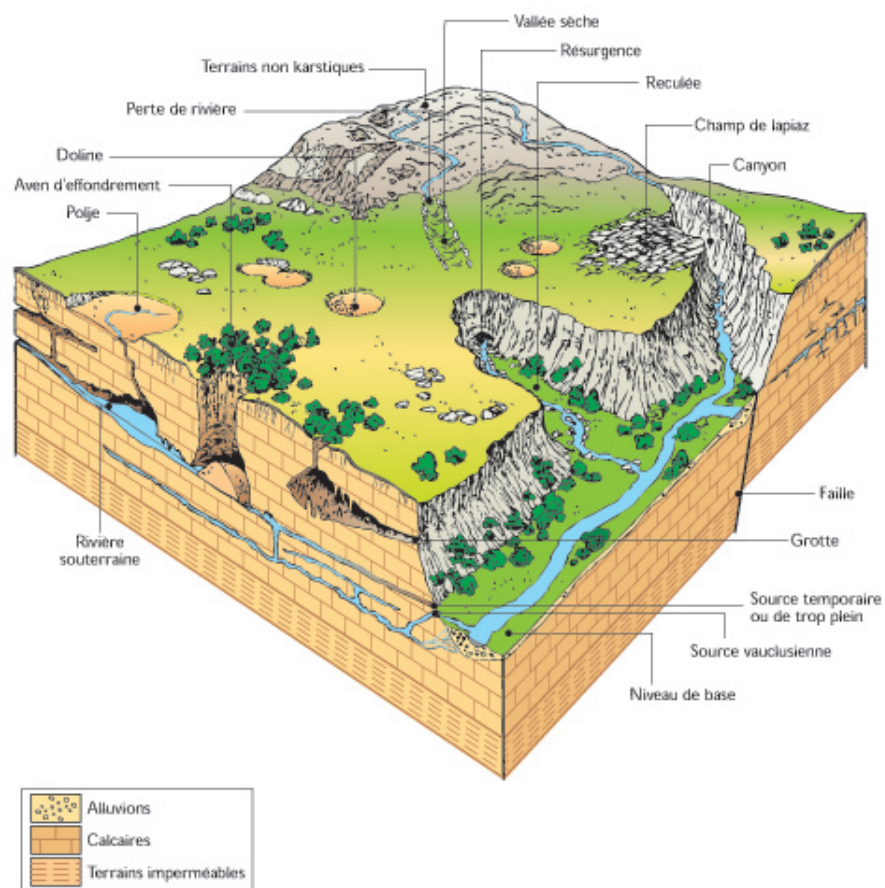
B.1 Description générale : paysages karstiques

Les terrains karstiques, au-delà de leur spécificité géologique, modèlent le paysage dans son ensemble. D'un point de vue général, ils forment un paysage à part entière. Ce type de formation n'est pas anecdotique : à titre d'exemple, les formations carbonatées du bassin Rhône-Méditerranée concernent près du tiers de sa superficie ([Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 1999](#)). La figure [B.1](#) donne un aperçu de ce type de paysage et illustre en partie le vocabulaire qui lui est associé.

Ces formations, de type calcaire, ont la propriété de se dissoudre sous l'action du gaz carbonique (CO_2), lui-même dissout dans l'eau. Ainsi, au fur et à mesure que le massif se dissout, des fissures au sein même de la formation s'élargissent au gré du passage de l'eau et forment au cours du temps des conduits de tailles hétérogènes, devenant autant de drains de l'aquifère. La dissolution allant, des grottes se forment, des effondrements (dolines, poljes) surviennent, puis des reculées ou des canyons se mettent en place.

B.2 Description hydrogéologique des karsts

Si les terrains karstiques donnent lieu à un paysage caractéristique, il n'en demeure pas moins qu'ils constituent avant tout des aquifères à la structure originale. Cette structure est essentiellement le fruit de la formation même des karsts.



Agence de l'Eau - 1999

FIG. B.1 – Description des paysages karstiques, (d'après Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (1999)).

B.2.1 Description de l'aquifère karstique

1. **Évolution** : Les karsts se forment par un phénomène d'érosion physico-chimique lié à la solubilité des roches de l'aquifère dans de l'eau contenant du CO_2 . Ainsi, au gré du temps, un réseau de conduits souterrains se crée. Le mode de formation des conduits karstiques est différent d'une formation géologique à l'autre : aucun cadre unique de formation des galeries ne peut être précisément défini (Ford, 1981). La plupart des réseaux karstiques des massifs alpins semblent cependant se constituer dans les zones temporairement noyées (zone vadose) ou dans les zones noyées (Audra, 1994).
2. **Organisation** : Historiquement les karsts ont été conceptualisés de deux manières différentes. La vision la plus ancienne s'est imposée essentiellement par l'exploration spéléologique. Elle consiste en un réseau de galeries reliant les pertes de rivières aux résurgences. Le second concept est celui d'un réseau de fractures élargies qui draine des eaux retenues dans des blocs constituant une matrice assimilable à une matrice poreuse (Drogue, 1974). Ces conceptualisations du milieu karstique correspondent à des cas particuliers.

La caractéristique principale d'un massif karstique est de devenir, au cours du temps, une structure d'écoulement organisée et hiérarchisée, à l'instar d'un réseau hydrographique dans un bassin versant (Mangin, 1975). Trois sous-systèmes sont distingués dans un terrain aux structures karstiques :

- l'impluvium n'est pas un terrain karstique, mais ses eaux sont drainées par celui-ci.
- la zone d'infiltration est une zone non saturée, dans laquelle les eaux de la surface s'écoulent. Les écoulements dans cette partie ne sont pas principalement verticaux : ils sont influencés par les galeries éventuelles qui la drainent.
- la zone noyée se trouve dans les parties aval et n'occupe pas systématiquement l'ensemble de la surface de la formation qui l'abrite.

La figure B.2 rappelle les différents sous-systèmes des terrains karstiques et illustre le fonctionnement de la structure dans son ensemble.

3. **Fonctionnalité** : Les vides (cavernes, grottes, conduits, fissures) jouent deux rôles. Ils ont à la fois la capacité de stocker de l'eau (fonction de stockage ou capacitive) et celle d'écouler de l'eau (fonction transmissive). De plus, les conduites présentes dans le milieu souterrain sont à l'origine d'une très grande hétérogénéité des propriétés hydrodynamiques. Il est ainsi impossible d'utiliser les propriétés d'homogénéité pour le décrire. Il n'est pas non plus possible d'identifier un volume élémentaire représentatif (V.E.R.) (Crochet et Marsaud, 1997).

Les aquifères karstiques sont donc des milieux souterrains organisés en évolution vers davantage de hiérarchisation. Ce sont également des milieux extrêmement hétérogènes.

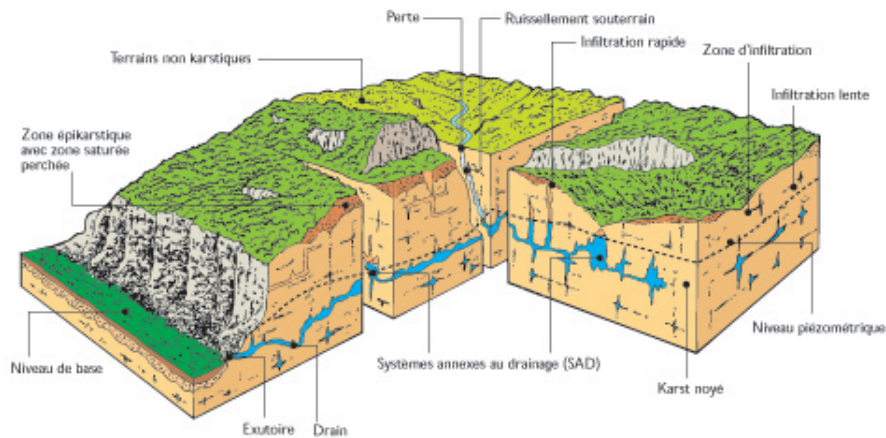


FIG. B.2 – L'aquifère karstique, conceptualisation (selon Mangin (1975)).

B.2.2 Spécificité de la réponse hydrologique des milieux karstiques, fonctionnement

Aux spécificités des aquifères karstiques, correspondent des spécificités de la réponse hydrologique. Les écoulements souterrains sont gouvernés par l'organisation du milieu.

Les écoulements dans un milieu karstique sont fortement conditionnés par la maturation elle-même du système. Ainsi le fonctionnement de celui-ci est caractérisé par :

- son degré d'évolution et de hiérarchisation ;
- la position de son axe de drainage par rapport à son exutoire.

Les aquifères karstiques sont dits fonctionnels lorsqu'ils ont :

- des vides de grande taille ;
- des fonctions transmissives et capacitives dissociées ;
- une zone noyée hétérogène et compartimentée ;
- de forts contrastes de vitesses dans leurs écoulements ;
- des pertes de charges singulières des écoulements ;
- un comportement hydraulique que conditionne l'état du système.

In fine, la très grande majorité des eaux ne séjourne que très peu de temps dans les aquifères karstiques fonctionnels au regard du cycle hydrologique. La plupart des eaux souterraines transite souvent seulement quelques jours dans un tel milieu. La réponse de celui-ci s'apparente davantage à un écoulement sur une surface imperméable qu'à un écoulement souterrain en milieu poreux. Les eaux sont en effet rapidement collectées vers un drain principal qui restitue les eaux infiltrées de manière beaucoup plus brutale (du point de vue du temps de réaction autant que de la durée de restitution) et intense (du point

de vue des débits restitués) qu'une source alimentée par un milieu souterrain classique, constitué d'une matrice poreuse homogène.

B.2.3 Quelques éléments d'investigation des aquifères karstiques

Habituellement les méthodes d'étude de la réponse d'un milieu aquifère karstique ne reposent, à cause de l'hétérogénéité d'un tel milieu que sur une approche descriptive. Différents moyens d'investigation permettent de déduire les caractéristiques d'un milieu karstique :

1. pour l'identification du système :
 - (a) calcul de bilans hydrologiques ;
 - (b) analyse des débits classés ;
 - (c) analyse des courbes de récession ;
 - (d) analyse spectrale et corrélatoire ;
2. pour la caractérisation du système :
 - (a) expériences de traçage ;
 - (b) étude hydrogéochimique.

Ces moyens d'investigation sont souvent avantageusement complétés par des observations visuelles du terrain et du souterrain. Les milieux karstiques, de par leurs caractéristiques, attirent bien souvent les spéléologues et les spéléonautes. Ces explorateurs du monde souterrain apportent de nombreux indices sur le fonctionnement des karsts ([Audra, 1994](#)) (témoignages personnels).

Annexe C

Description des modules utilisés du logiciel MIKE SHE

C.1 MIKE SHE WM

À chaque étape du cycle hydrologique est associé, dans le logiciel MIKE SHE, un module de calcul correspondant.

C.1.1 Module de fonte des neiges

Le calcul de la fonte des neiges est traité comme un processus unidirectionnel et repose sur une méthode « degrés – jour » (Morris, 1982). Cette méthode n’a pas été décrite, contrairement aux autres modules, dans des travaux antérieurs, aussi en donnons-nous les grands traits ici. Elle tient compte de la prédominance de la température de l’air ambiant pour la fonte nivale (Zuzel et Cox, 1975). L’expression mathématique a l’avantage d’être très simple ; ainsi, le taux de fonte du manteau neigeux M s’exprime de la manière suivante :

$$M = K(T_a - T_0) \quad (C.1)$$

où :

- M est le taux de fonte de la neige ;
- T_a est la température de l’air ambiant ;
- K est le facteur « degrés - jour » ;
- T_0 est la température de base de fonte (0 °C).

La température T_a peut être la température moyenne journalière, la moyenne entre la température la plus haute et la plus basse dans une journée ou la température la plus

forte de la journée. Pour chaque définition de cette température, une valeur différente du facteur K doit être choisie.

Le temps mis par l'eau de fonte à traverser le manteau neigeux est calculé à l'aide d'une expression dérivée d'une courbe empirique ([Anderson, 1968](#)). La formule qui permet d'évaluer le temps T que met l'eau à traverser le manteau neigeux est la suivante :

$$T = A_2 Z^2 + A_1 Z + A_0 \quad (\text{C.2})$$

où :

- T est le temps que met l'eau à traverser le manteau neigeux ;
- Z est l'épaisseur du manteau neigeux ;
- $A_2 = 3,49.10^3 \text{ s.m}^{-2}$;
- $A_1 = 3,12.10^3 \text{ s.m}^{-1}$;
- $A_0 = 1,22 \text{ s}$.

À l'origine, le Système Hydrologique Européen était pourvu d'une seconde méthode, plus raffinée, de calcul de la fonte des neiges. Elle reposait sur une approche en terme de bilan d'énergie. Cette méthode n'est pas intégrée dans la version actuelle de MIKE SHE ([Abbott et al., 1986a,b](#); [Morris, 1983](#); [Morris et Godfrey, 1979](#)).

C.1.2 Module d'évapotranspiration et d'interception par le feuillage

Le module d'évapotranspiration et d'interception par le feuillage (ET) calcule la pluie nette à partir des chroniques de précipitations et d'évapotranspiration potentielle. Le calcul se fonde sur les processus physiques suivants :

- l'interception de la pluie par le feuillage ;
- l'évaporation de l'eau retenue sur les feuilles ;
- le prélèvement d'eau par le système racinaire des plantes ;
- l'évaporation de l'eau dans les couches superficielles et à la surface du sol.

L'évapotranspiration est calculée à l'aide du modèle empirique de Kristensen et Jensen ([Kristensen et Jensen, 1975](#)).

C.1.3 Module d'écoulement dans la zone non saturée

Ce module (UZ) évalue l'évolution des quantités d'eau contenues dans la zone non saturée du sol. Les flux sont déterminés à l'aide de l'équation monodirectionnelle de Richards ([Richards, 1931](#)) qui s'appuie sur les paramètres hydrodynamiques des sols. Les phénomènes suivants sont pris en compte :

- l'infiltration des eaux (de précipitation ou présentes sous forme d'une lame d'eau) ;
- l'évaporation de l'eau à partir des couches superficielles ;

- l'extraction racinaire des plantes ;
- les mouvements d'eau résultant des forces capillaires et gravitaires ;
- les échanges d'eau avec la nappe sous-jacente éventuelle.

Dans ce module, tout écoulement horizontal est négligé. Le logiciel permet de tenir compte de nombreux types de sol différents (69) et de les superposer sous forme de couches pour chaque maille du modèle. Dans le sens de la profondeur, le calcul en zone non saturée peut être discrétisé en 99 nœuds de calcul. Il n'est pas possible de modéliser une zone non saturée en dessous d'une zone saturée.

C.1.4 Module de la zone saturée

Ce module (SZ), qui simule les écoulements dans les nappes d'eau souterraines, résout l'équation bidirectionnelle de Boussinesq. Il tient compte :

- des échanges avec la zone non saturée ;
- des échanges avec les cours d'eau ;
- des échanges avec les versants (ruissellement) ;
- des pompages éventuels ;
- des drainages éventuels ;
- de la transpiration ;
- des apports éventuels de l'irrigation.

Ce module permet de tenir compte de l'hétérogénéité des paramètres hydrodynamiques des nappes, dans le sens horizontal mais aussi en profondeur. En effet, il est possible de superposer des couches aquifères de caractéristiques différentes.

C.1.5 Module d'écoulement de surface

Ce module (OC) calcule les écoulements dans le réseau hydrographique et le ruissellement de la lame d'eau accumulée sur le sol. Il tient compte du déversement des eaux de ruissellement dans les cours d'eau et des interactions de ces derniers avec les nappes.

C.1.5.1 Ruissellement sur le bassin

La lame d'eau superficielle disponible pour le ruissellement est calculée à partir de la pluie nette, fournie par le module d'évapotranspiration (ET) et du taux d'infiltration fourni par le module de la zone non saturée (UZ). Lorsque la pluie nette dépasse la capacité d'infiltration du sol, le ruissellement apparaît sur celui-ci.

Un autre phénomène, dont il est tenu compte dans MIKE SHE, peut provoquer du ruissellement. En cas de remontée de nappe, lorsque le toit de celle-ci dépasse le niveau du sol, une lame d'eau se forme à la surface.

L'écoulement de la lame d'eau sur le sol se fait selon la topographie renseignée dans le modèle et est calculé à l'aide des équations de Barré de Saint-Venant bidirectionnelles, selon les deux directions horizontales.

C.1.5.2 Écoulement en rivière

Les eaux produites par le ruissellement et les eaux de la nappe éventuellement en contact avec les cours d'eau alimentent le module des écoulements en rivière. Sur la base du réseau hydrographique, de la topographie et de sections en travers de la rivière d'une part et des équations de Barré de Saint-Venant unidirectionnelles d'autre part, les écoulements en rivière sont simulés.

C.1.6 Transfert entre les modules

Une partie du logiciel MIKE SHE joue le rôle de « chef d'orchestre » des différents modules. Il gère le flux des données d'un module à l'autre et détermine les échelles de temps adaptées. La figure C.1 (p. 187) illustre les flux de données dans le logiciel MIKE SHE.

C.2 Transport et dispersion : MIKE SHE AD

Le module MIKE SHE AD (pour Advection Dispersion) permet la modélisation du transport de substances. Il consiste en un logiciel « fils » de MIKE SHE WM qui simule le transport et la dispersion de solutés dans le cycle hydrologique.

L'équation d'advection-dispersion est résolue dans la zone saturée (SZ), la zone non saturée (UZ), dans les eaux de ruissellement et dans les eaux de rivières (OC) sur la base des écoulements calculés avec MIKE SHE WM.

C.2.1 La zone saturée

Dans la zone saturée, la porosité est supposée uniforme. Deux options de calcul sont possibles : l'une fait l'hypothèse d'une dispersion isotrope, l'autre celle d'une dispersion anisotrope avec symétrie axiale dirigée selon l'axe vertical. Dans notre cas, seule la première

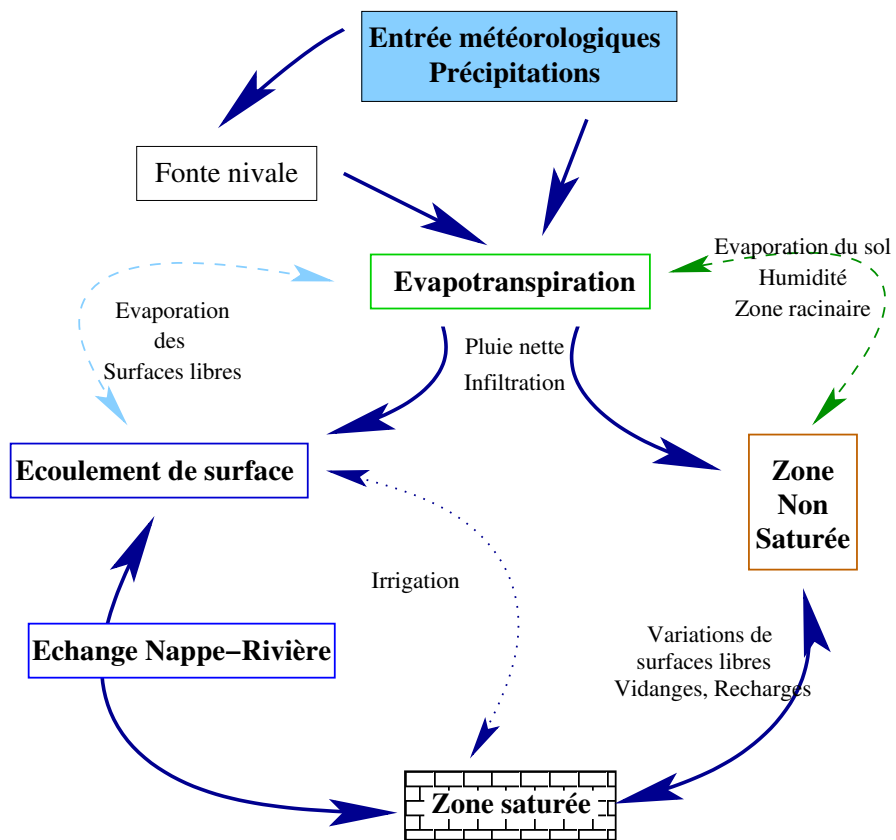


FIG. C.1 – Le flux des données dans MIKE SHE.

option, qui ne demande de renseigner que les termes transversal et longitudinal du tenseur de dispersivité, a été utilisée.

Outre le forçage de la concentration par l'apport des autres compartiments (UZ, OC et SZ lui-même), l'utilisateur peut directement introduire des substances, en fonction du temps, en tous points ou sur certaines zones.

C.2.2 La zone non saturée

L'équation d'advection-dispersion dans la matrice du sol est formulée en une dimension sous conditions non saturées. Cette formulation ne nécessite que de renseigner le terme de dispersion longitudinale.

Le forçage éventuel de la concentration provient du ruissellement ou est défini par l'utilisateur sous forme ponctuelle, linéaire ou surfacique.

C.2.3 Le ruissellement sur le bassin

Le transport par ruissellement est calculé à l'aide de la version à deux dimensions de l'équation d'advection-dispersion qui est en tout point identique à celle utilisée dans les eaux de la zone saturée.

Le forçage peut être effectué de manière ponctuelle ou surfacique et en terme de concentration ou de masse épandue sur le sol.

Les eaux de ruissellement peuvent s'évaporer (évaporation directe ou évapotranspiration). La concentration en soluté dans les eaux de surface est limitée par la solubilité du produit. Si la concentration dépasse la solubilité, la substance précipite, elle est de nouveau dissoute dans le cas contraire.

Lorsque le ruissellement atteint la rivière, la masse de soluté est ajoutée comme terme source dans la formule utilisée pour les écoulements dans les cours d'eau.

C.2.4 L'écoulement en rivière

Dans ce cas, la formulation de l'équation (advection-dispersion) est monodirectionnelle nécessitant de renseigner le coefficient de dispersion longitudinal uniquement. Le forçage peut intervenir par le ruissellement, la nappe et, de façon ponctuelle ou linéique, par l'utilisateur.

C.3 Dégradation et adsorption

Un module supplémentaire, MIKE SHE ADM, permet de tenir compte de la sorption des substances utilisées dans la zone non saturée et de leur dégradation. Ce module complète le module MIKE SHE AD.

La sorption de soluté peut, entre autres, être décrite par une isotherme de sorption linéaire qui nécessite de renseigner le coefficient d'adsorption du produit sur le sol (K_d) (d'autres descriptions sont disponibles mais n'ont pas été utilisées : Freundlich, Langmuir). Deux valeurs de coefficient peuvent être distinguées pour tenir compte des conditions différentes dans la zone non saturée et dans la zone saturée.

La dégradation est prise en compte au travers d'une décroissance exponentielle (cinétique du 1^{er} ordre. Le paramètre à déterminer est la demi-vie de la substance modélisée. Comme précédemment, deux valeurs peuvent être distinguées dans la zone saturée (anaérobie) et dans la zone non saturée (aérobie).

Annexe D

La contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires

De nombreuses études de suivi de la qualité de l'eau dans le monde mettent en évidence des phénomènes de contamination des ressources en eau par les polluants agricoles : nitrates, phosphates, matières en suspension ([Bernard, 1985](#); [Kaurk-Leite, 1990](#); [Dorioz et Ferhi, 1994](#)) ainsi que par les produits phytosanitaires ([Aharnson, 1987](#); [Shipitalo et al., 1997](#)).

Les pollutions agricoles relatives aux produits phytosanitaires se différencient des pollutions industrielles et urbaines. Parmi les pollutions agricoles celles qui nous intéressent sont les pollutions diffuses, qui sont généralement chroniques.

À la suite d'événements pluvieux, une partie des eaux de pluie s'écoule à la surface du sol et peut entraîner des particules et des produits (en particulier les produits phytosanitaires) vers les milieux aquatiques. Les molécules le plus souvent détectées sont les herbicides. Leur concentration dans les eaux de surface, au cours des épisodes pluvieux, est très souvent supérieure aux normes de potabilité en vigueur et dépasse, parfois, les teneurs relevées dans les eaux souterraines. De plus ces produits sont, en général, présents dans les milieux aquatiques à l'état de traces. De plus, les méthodes analytiques développées pour mesurer ces concentrations sont coûteuses et difficiles à mettre en œuvre.

Il y a donc un intérêt certain à disposer d'un outil simple permettant de rendre compte d'une tendance à la vulnérabilité d'une zone (bassin, nappe,...) face à ces produits : un indicateur de vulnérabilité spécifique.

D.1 Le comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement

Les produits phytosanitaires appliqués sur les cultures peuvent se disperser, dans les sphères environnementales. La plus grande partie des produits atteint le sol quel que soit leur mode d'application mais ces substances peuvent également rejoindre l'atmosphère par volatilisation. De plus, les événements pluvieux qui génèrent l'infiltration, le ruissellement et l'érosion assurent le transfert de ces produits vers le milieu aquatique, engendrant parfois une contamination des eaux souterraines et superficielles. À ces processus, il faut ajouter le ruissellement hypodermique (ou de sub-surface) qui peut contribuer au transfert, par résurgence à la surface du sol au niveau des zones de dépression (Figure D.1).

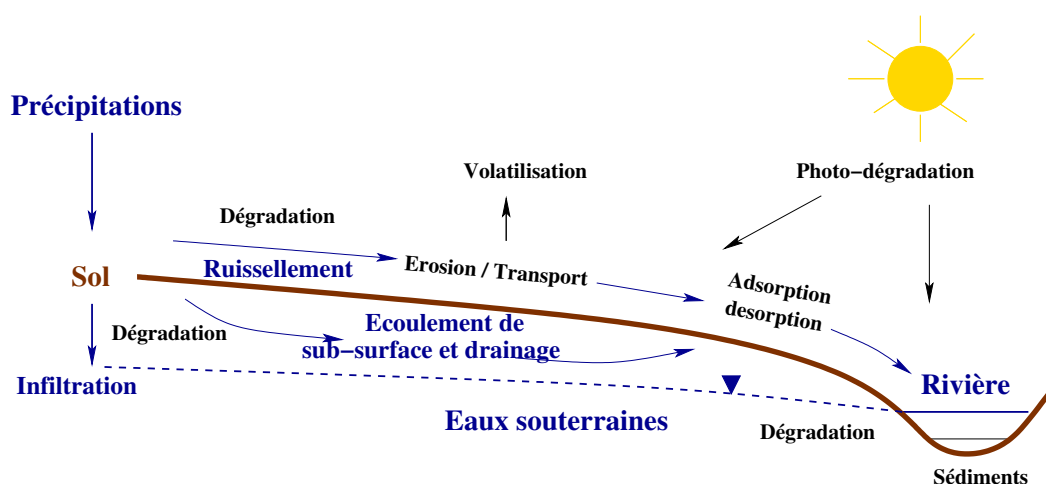


FIG. D.1 – Représentation schématique des processus majeurs intervenant au cours du ruissellement (d'après Bellamie (1992))

Les produits phytosanitaires subissent des phénomènes de dégradation abiotique (photo dégradation et dégradation par voie chimique) et/ou biotique (biodégradation) :

- la **photo-dégradation** ou **photolyse** affecte les produits situés dans l'atmosphère et à la surface du sol, de l'eau et des végétaux. Elle est essentiellement due à des réactions d'hydrolyse et d'oxydation activées par l'absorption de l'énergie lumineuse par la molécule, et aboutit à une décomposition irréversible de celle-ci. Dans la plupart des cas, ces réactions sont lentes et leurs vitesses dépendent de nombreux facteurs (Novotny et Chester, 1981) ;
- la **dégradation** par voie chimique des produits présents dans le sol est assurée essentiellement par des réactions d'oxydation et d'hydrolyse (Foster et al., 1991).

Il s'agit d'une dégradation catalytique, à la surface des argiles et de la matière organique (Sabadie et Coste, 1988);

- La **biodégradation** des produits phytosanitaires se produit grâce aux micro-organismes qui catalysent des réactions enzymatiques. Elle représente le mode de dégradation prédominant dans le sol, mais elle peut avoir lieu également dans les eaux naturelles qui contiennent des fertilisants nécessaires à la croissance des micro-organismes. Les réactions de biodégradation produisent des composés minéraux (H_2O , CO_2 , NH_3 ,...) ainsi que des métabolites moins complexes présentant généralement une toxicité similaire voire plus faible que les molécules mères. La nature et la composition des populations microbiennes, ainsi que les variables environnementales du sol qui contrôlent leur activité (température, teneur en eau, composition...) sont des facteurs qui influencent la biodégradation des produits phytosanitaires (Novotny et Chester, 1981; Donati et Funari, 1993).

La dégradation d'un composé peut être évaluée par détermination de sa durée de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$) qui correspond au temps nécessaire à la disparition de la moitié de la quantité appliquée, sous l'hypothèse d'une réaction de cinétique du premier ordre.

Le comportement des produits phytosanitaires dans le sol et les eaux de surface, dépend également de mécanismes d'adsorption et de désorption.

D.2 Le transfert des produits phytosanitaires par ruissellement

L'infiltration et le ruissellement sont deux composantes du cycle hydrologique.

D.2.1 La genèse du ruissellement

La pluie qui atteint le sol, commence dans un premier temps par saturer progressivement le terrain. Tant que le taux de précipitations ne dépasse pas la capacité d'infiltration du sol, il ne se produit pas de ruissellement. Par contre, lorsque l'intensité de la pluie excède cette capacité, l'eau s'écoule par gravité le long des pentes après avoir rempli les micro-dépressions (ruissellement en nappe), pour rapidement se concentrer dans les lignes de semis et les traces de roues (ruissellement diffus). Ce ruissellement converge alors vers les dépressions naturelles (thalwegs) (Ludwig et al., 1996).

D.2.2 Les pertes de produits phytosanitaires par ruissellement

Wauchope (1978) rapporte que les pertes de produits phytosanitaires par ruissellement représentent environ 0,5 % de la quantité appliquée pour la majorité des produits commercialisés (composés solubles dans l'eau, appliqués en solution aqueuse et incorporés dans le sol).

Cependant, pour les composés insolubles et donc appliqués sous forme d'émulsion (ex : pesticides persistants à application foliaire), ces pertes peuvent représenter jusqu'à 1 % de la quantité appliquée. Ces produits sont essentiellement transportés dans le ruissellement sous forme de molécules adsorbées aux particules de sol érodé.

Dans le cas des herbicides appliqués sous forme de poudre mouillable facilement lessivable, les pertes peuvent atteindre 5 % de la quantité appliquée, suivant la pente du terrain et les conditions climatiques. Le mode d'application et le type de formulation utilisés influencent donc, de façon non négligeable, le transfert des produits phytosanitaires par ruissellement.

Lorsque des précipitations importantes surviennent peu de temps après les traitements, les pertes par ruissellement peuvent représenter 8 à 11 % des quantités apportées. Tous les événements pluvieux ne possèdent donc pas le même potentiel de transfert des produits phytosanitaires utilisés en agriculture.

Une partie des pertes apparaissent lorsque la pluie ou le ruissellement entraîne une partie du sol.

D.2.3 L'érosion engendrée par les précipitations et le ruissellement

Au cours d'un épisode pluvieux, il arrive que le sol se détache, lorsque les forces érosives des gouttes de pluie font éclater les agrégats en unités plus petites et entraînent la terre en tout sens (effet « splash »). Les particules de sol ainsi détachées sont transportées par l'eau qui s'écoule le long des pentes naturelles : c'est l'érosion en nappe. Ensuite, le ruissellement se concentre dans les rigoles et lorsque la force de cisaillement de l'écoulement de l'eau est supérieure à la résistance du sol : c'est l'érosion en rigole. La force mécanique responsable du détachement du sol au cours du « splash », est plus faible si les collisions entre les gouttes d'eau permettent l'adsorption de l'eau à la surface du sol (Fournier, 1960).

D.2.3.1 L'action des précipitations

Les gouttes de pluie qui viennent s'écraser sur le sol, exercent en leurs points d'impacts un effet mécanique qui peut provoquer un détachement du sol et faire éclater les agrégats terreux si elles ont une énergie cinétique assez importante. Si les gouttes sont petites et le sol relativement sec, il ne se produit qu'un choc mou : la pluie s'agglomère aussitôt au sol sans mécaniquement le détruire. Mais si de grosses gouttes ayant une énergie élevée tombent sur des mottes ou des agrégats déjà disloqués dans une certaine mesure par humectation, elles rebondissent sous forme de multiples gouttelettes qui entraînent avec elles des particules fines.

L'**intensité** des précipitations est donc un **facteur de l'érosion du sol** d'une importance primordiale. Elle est à l'origine de la formation du matériau mobilisable en priorité par le ruissellement.

La quantité de terre déplacée par la pluie dépend aussi de la détachabilité du sol, c'est-à-dire de sa sensibilité à l'action des gouttes de pluie.

D.2.3.2 L'influence de la nature du sol

Les sols présentent de grandes différences de comportement sous l'action de la pluie. La quantité de terre déplacée sera d'autant plus grande que les mottes et les agrégats seront plus susceptibles de se disloquer. La détachabilité dépend de la texture et de la stabilité structurale du sol. Elle est forte lorsque la cohésion des mottes ou des agrégats est faible. Les sols très sableux, les marnes contenant une grande proportion de calcaire fin présentent une détachabilité élevée. Au contraire, l'argile conférant au sol une cohésion très grande, les sols très argileux présentent une détachabilité très faible.

La **nature même du sol** apparaît donc comme un **second facteur** de son érosion par l'eau.

Enfin, la pente du terrain et la végétation interviennent également.

D.2.3.3 L'influence de la topographie et du couvert végétal

La terre qu'emporte l'eau lors des pluies est transportée vers l'aval. La végétation de son côté joue vis-à-vis du sol un rôle protecteur en interceptant les gouttes d'eau. Celles-ci n'atteignent plus le sol avec leurs forces vives initiales. Elles s'égouttent seulement d'une faible hauteur sans produire un effet mécanique marqué.

Ainsi, si la violence des précipitations est le facteur qui détermine le phénomène décrit, le sol, par sa détachabilité, la pente et la végétation interviennent dans son développement et son déroulement.

D.2.3.4 L'action du ruissellement

Après sa chute, l'eau de pluie peut être évaporée, elle peut s'infiltrer ou rester à la surface du sol. Abstraction faite de l'eau évaporée, la perméabilité du sol et sa teneur en eau règlent à tout moment la répartition entre l'eau qui s'infiltré et l'eau qui s'écoule.

En général, le ruissellement est guidé par les aspérités du terrain qui provoquent la formation d'une multitude de filets d'eau s'écoulant plus ou moins selon la ligne de plus grande pente. Ils possèdent une capacité d'entraînement et une puissance brute de transport d'éléments solides.

Le caractère turbulent du ruissellement implique une mise en suspension inexorable des particules les plus fines et temporaire des plus grosses qui sont alors déplacées en saltation. Les plus grosses, relativement trop lourdes sont tractées par à coup sur le fond (Fournier, 1960).

Ainsi, comme dans les cours d'eau, les éléments terreux transportés par le ruissellement sont déplacés selon 3 modes : en suspension, en saltation et par la traction sur le sol.

Il est facile de concevoir à présent quels sont les facteurs de l'érosion du sol par l'eau.

1. Les précipitations interviennent par leur intensité dans la formation du ruissellement. La durée et l'intensité de la pluie agissent conjointement en réglant l'abondance pluviale. De celle-ci dépend l'engorgement du sol. Mais surtout elle commande l'importance du ruissellement lorsque celui-ci est établi. Un troisième caractère des précipitations peut enfin exercer son influence : c'est le caractère de fréquence. Lorsque deux pluies se succèdent avant que le sol ne soit ressuyé, la seconde ne peut s'infiltrer et ruisselle. Ce phénomène est analogue à celui qui se produit lorsqu'une pluie de longue durée sature le sol.
2. En ce qui concerne le sol, c'est la **perméabilité du sol** (K) et le **taux de matière organique** qui conditionnent le ruissellement :
 - La perméabilité du sol est une conséquence de sa structure et sa texture.
 - Un sol dont le taux de matière organique est important ($\simeq 6\%$), empêche la formation de rigoles en offrant une meilleure résistance aux forces érosives du flux d'eau. A l'opposé, un sol doté d'un faible taux de matière organique ($\simeq 0,5\%$), permet à l'eau de s'infiltrer dans les agrégats, entraînant ainsi leur cassure et la

formation de fragments plus facilement érodés. La matière organique joue un rôle de ciment entre les constituants du sol et leur permet de résister aux forces du ruissellement. La teneur en matière organique des sols agricoles est en général inférieure à 6 %.

3. Le **relief** est **un troisième facteur de l'érosion du sol**. La vitesse et par conséquent l'érosion est en effet étroitement liée au degré de la pente. La longueur de la pente est également facteur d'érosion du sol car plus elle est grande, plus la quantité d'eau qui peut parvenir de l'amont est importante.
4. La **végétation** atténue les effets des précipitations sur le sol. De plus elle retarde la concentration du ruissellement et diminue par freinage la vitesse d'écoulement.

D.2.3.5 Résumé des facteurs intervenant dans l'érosion d'un sol

Les brèves notions développées ci-dessus sur l'attaque de la surface des sols par l'eau mettent en évidence les facteurs de son érosion :

1. Les **précipitations** atmosphériques en sont le facteur créateur : leur intensité, leur fréquence et leur abondance déterminent d'une part la formation des éléments susceptibles d'être entraînés et d'autre part la formation du ruissellement.
2. La **nature du sol** règle le phénomène :
 - sa résistance à l'attaque pluviale dépend de son taux de matière organique ;
 - sa résistance à l'action du ruissellement dépend de sa structure ;
 - sa perméabilité en surface influe sur la naissance du ruissellement.
3. La **topographie du terrain** décide de la puissance érosive de l'eau en mouvement et de sa capacité de transport : sa pente moyenne et sa longueur sont les 2 paramètres principaux.
4. Le **couvert végétal** contrecarre l'action de l'eau et aide le sol à se défendre.

D.2.4 Le transport des produits phytosanitaires

Les produits phytosanitaires et leurs métabolites présents à la surface du sol, peuvent être entraînés par le ruissellement sous forme de molécules :

1. adsorbées aux particules de sol érodées ;
2. solubilisées ;

- par le mélange de l’eau de pluie avec la solution de sol ;
- par dissolution des produits solides présents ;
- par désorption de composés adsorbés ou absorbés par le sol et les résidus de végétaux présents à la surface ;
- par désorption à partir des particules de sol érodées.

Les produits phytosanitaires sont donc transportés dans les phases soluble et particulaire du ruissellement. La phase de transport privilégiée de ces produits est déterminée par leur répartition entre les deux phases, selon leur solubilité et leur capacité d’adsorption sur les constituants de la phase particulaire. Ainsi, selon le coefficient de partage sol/eau des composés à l’équilibre (K_d), [Fawcett et al. \(1994\)](#) ont distingué 3 classes de produits phytosanitaires :

- les produits dont $K_d > 100$ sont transportés par de l’eau de ruissellement sous forme de molécules adsorbées aux matières en suspension, le transport particulaire est privilégié ;
- les produits dont $0,1 < K_d < 100$ sont transportés de façon préférentielle dans le ruissellement de surface, le transport en solution est privilégié ;
- les produits dont $K_d < 0,1$ sont transportés essentiellement dans le ruissellement de sub-surface.

Il est important de préciser que la limite définie entre les phases soluble et particulaire du ruissellement est arbitraire puisqu’elle est liée à la technique de séparation mise en œuvre.

D.2.5 Le bilan des quantités de produits phytosanitaires transférés

Les pertes de produits phytosanitaires par ruissellement, dépendent de nombreux facteurs et notamment du temps écoulé entre leurs applications et les précipitations, du volume du ruissellement, des quantités de produits appliqués, des particules de sol érodées, de la pente du terrain, des propriétés physico-chimiques des molécules (solubilité, coefficient de partage,...) et de leurs concentrations dans la phase soluble et particulaire du ruissellement. Les caractéristiques et l’état de surface du sol influencent également ces pertes, qui sont plus importantes pour des sols nus que pour des sols cultivés.

Les quantités de produits exportées par infiltration et ruissellement représentent, en général, un faible pourcentage des doses épandues. Cependant, comme nous avons pu le remarquer, ces pertes conduisent parfois à une contamination significative de la ressource en eau.

Les produits qui traversent le sol pour atteindre la nappe ont une faible vitesse : ils ont donc le temps de se dégrader et conduisent à un fond de pollution lissé (bruit de fond de la pollution). Par contre, les écoulements de surface sont rapides et entraînent aussitôt les produits vers les rivières sans avoir nécessairement le temps de se dégrader, d'où les forts pics de pollution observés après de violents orages, pics pouvant parfois être supérieurs au seuil amissible de potabilité de l'eau.

Annexe E

Source ou méthodologie pour déterminer les paramètres utiles au calcul de VESPP

L'objectif de cette annexe est essentiellement de donner les clefs de l'utilisation opérationnelle de VESPP.

E.1 Paramètres des produits

Les paramètres des produits étudiés ont principalement été tirés de la littérature. Ainsi, les paramètres chimiques des produits phytosanitaires sont, pour la plupart, décrits par [Wauchope et al. \(1992\)](#), mais également par [Rechatin \(1994\)](#); [BURGEAP \(1993\)](#). Les informations relatives au mode d'application des produits sont disponibles dans un ouvrage consacré aux phytosanitaires ([Dubois, 1985](#)).

Le paramètre M d'application du produit est un indice. Une valeur lui est attribuée, qui reflète sa tendance à être lessivé par les pluies. Le tableau [E.1](#) répertorie ces valeurs.

E.2 Paramètres caractéristiques des précipitations

Les paramètres liés aux précipitations sont déduits des chroniques journalières disponibles sur le bassin.

Type d'application	Valeur de M
Composé incorporé directement dans le sol (granulé...)	0,1
Composé soluble dans l'eau, rapidement incorporé dans le sol (solution aqueuse...)	0,2
Composé insoluble dans l'eau à application foliaire (émulsion)	2,0
Poudre mouillable, facilement lessivable	5,0

TAB. E.1 – Valeur de l'indice M en fonction du mode d'application d'un produit.

E.2.1 Les jours de pluies : n et n_p

Pour déterminer ces deux paramètres, il suffit de compter le nombre de jours avec pluie pendant un mois après l'application du produit (n) et le nombre de jours de pluie supérieure au seuil de ruissellement pendant une année (n_p).

E.2.2 Les quantités de pluies : P_u et P_t

Ces quantités sont déterminées à partir des mêmes données que celles utilisées précédemment. Pour P_u , la hauteur de pluie efficace annuelle, ne sont comptabilisées que les hauteurs survenant les jours où elles dépassent le seuil de ruissellement.

E.3 Paramètres géométriques et hydrologiques

Pour être opérationnel, VESPP doit être calculé sur un maillage superposé au bassin versant. Dans notre cas, la représentation choisie est un canevas de mailles carrées, de 500 m de côté.

E.3.1 La longueur de la pente L

La longueur de la pente L correspond à la taille du côté d'une maille.

E.3.2 La pente du terrain p

Pour le calcul de VESPP, la pente maximale est considérée. De plus, c'est la pente qui permet l'écoulement qui est prise en considération (la pente est déterminée de l'amont vers l'aval). Elle est calculée pour une maille par le rapport de la différence d'altitude entre

celle-ci et les mailles plus basses qui lui sont adjacentes et leur distance. L'amplitude la plus grande est retenue. La valeur « pente » est prise positive, bien qu'elle aille du haut vers le bas. Enfin, la maille « exutoire » (celle qui n'a pas de maille plus basse) a une pente nulle. L'altitude des mailles a été déterminée sur la base des cartes IGN au 25 000^{ème}.

E.3.3 La longueur de drainage L_d

La longueur de drainage est déterminée en mesurant la distance qui sépare le centre de la maille du cours d'eau le plus proche. Cette mesure est effectuée sur la base de la carte IGN au 25 000^{ème}.

E.3.4 La couverture végétale

L'indice C de couverture végétale est calculé sur la base d'une étude (SOGREAH, 1961) de l'influence du couvert végétal sur l'érosion des sols. C est obtenu pour une parcelle (ici pour une maille) en combinant la superficie des couvertures végétales présentes et d'un chiffre caractérisant la culture ou le couvert. Cet indice tient compte du temps de levée des cultures, de la durée pendant laquelle elles protègent le sol, etc.. Le tableau E.2 donne la façon de calculer l'indice sur des zones homogènes.

Type de couvert	Nom	Valeur ou formule
Zone urbaine	$Z =$	0,5
Forêt, bosquets	$F =$	1
Herbe	$H =$	2
Culture	$C^* =$	3
Terrain nu	$T =$	6
Maïs	$C_m =$	$\frac{100}{360} \cdot C^* + \frac{260}{360} \cdot T = 5,16$
Blé	$C_b =$	$\frac{110}{360} \cdot C^* + \frac{250}{360} \cdot T = 5,08$
Orge	$C_o =$	$\frac{90}{360} \cdot C^* + \frac{270}{360} \cdot T = 5,25$
Colza	$C_c =$	$\frac{80}{360} \cdot C^* + \frac{280}{360} \cdot T = 5,33$
Pois	$C_p =$	$\frac{105}{360} \cdot C^* + \frac{255}{360} \cdot T = 5,125$
Betterave	$C_B =$	$\frac{175}{360} \cdot C^* + \frac{245}{360} \cdot T = 4,54$

TAB. E.2 – Modalités du calcul de l'indice de couverture végétale C selon le type de couvert.

Les mailles du site sont généralement constituées d'une mosaïque de couverts végétaux. L'indice C sur chaque maille est calculé en additionnant les indices des couvertures présentes sur la maille, pondérés de la fraction de surface qu'elles occupent sur cette maille.

Les couvertures en présence et les surfaces qu'elles occupent sont déterminées à l'aide de la base de données Corine Land Cover.

E.3.5 Pratiques anti-érosives et anti-ruissellements

Les deux indices PAR et PAE, qui sont des indices anthropiques, permettent d'utiliser VESPP comme un outil d'aide à la décision. En effet, ces deux indices sont déterminés en fonction de l'action de l'homme sur le territoire étudié. Ils peuvent être utilisés pour tester des scénarii d'aménagement. Les valeurs à attribuer aux indices sont répertoriées dans les tableaux [E.3](#) et [E.4](#)

Type de pratiques anti-érosion	PAE
Absence de bandes enherbées autour des parcelles	1
Bandes enherbées d'une largeur comprise entre 0 et 5 mètres	0,9
Bandes enherbées d'une largeur comprise entre 5 et 10 mètres	0,8
Bandes enherbées d'une largeur comprise entre 10 et 15 mètres	0,7
Bandes enherbées d'une largeur supérieure à 15 mètres	0,6

TAB. E.3 – Valeurs de l'indice PAE des pratiques anti-érosion.

Ces valeurs ont été déterminées en accord avec une étude récente relative à l'impact des zones enherbées ([Patty, 1997](#)). Cette liste n'est pas exhaustive et rien n'exclut l'ajout de l'impact de la présence de haies, de talus ou quoi que ce soit d'autre ([Gril et al., 1999](#)).

Type de pratiques anti-ruissellement	PAR
Absence de fossé, de système drainant et de bassin de dégradation	1
Présence de fossés ou drains limitant le ruissellement	0,9
Présence de fossés ou drains permettant une dégradation significative du produit (environ la moitié du temps de demi-vie)	0,8
Présence de fossés ou drains donnant dans des bassins naturels ou artificiels permettant une dégradation de l'ordre du temps de demi-vie du produit	0,7
Présence de fossés et drains donnant dans des bassins naturels ou artificiels permettant une dégradation supérieure au temps de demi-vie	0,6

TAB. E.4 – Valeurs de l'indice PAR des pratiques anti-ruissellement.

Tout comme précédemment d'autres types de pratiques peuvent être pris en compte.

Annexe F

Utilisation de l'arithmétique floue pour estimer les imprécisions de l'indicateur

L'arithmétique floue est utilisée en vue d'exploiter les données imprécises.

F.1 Utilisation des nombres flous pour évaluer l'indicateur

Nous disposons d'informations sur la plupart des paramètres. Nous avons pu déterminer, une valeur moyenne et un écart type, des plages de valeurs ou encore une valeur probable et des valeurs maximum et minimum, pour les données dont nous souhaitons connaître l'influence sur l'indicateur. L'étape suivante consiste à déterminer des nombres flous qui tiennent compte de ces données.

F.1.1 Construction des nombres flous

Les fonctions d'appartenance donnent un large choix de représentations des valeurs floues. Il en existe en effet, une infinité. Cette large gamme de fonctions peut permettre d'utiliser une fonction particulière pour chaque situation. Ici, trois types de fonctions pourraient décrire au mieux les indices répertoriés.

F.1.1.1 La fonction triangle isocèle

Elle est utilisée fréquemment dans ce type d'application ([Freissinet, 1997](#)). Sa structure est très simple : il s'agit d'un triangle isocèle dont le maximum est atteint pour une valeur qui est de ce fait la plus probable. Cette valeur est encadrée par un maximum et un minimum (cf. figure [F.1](#) p. 206).

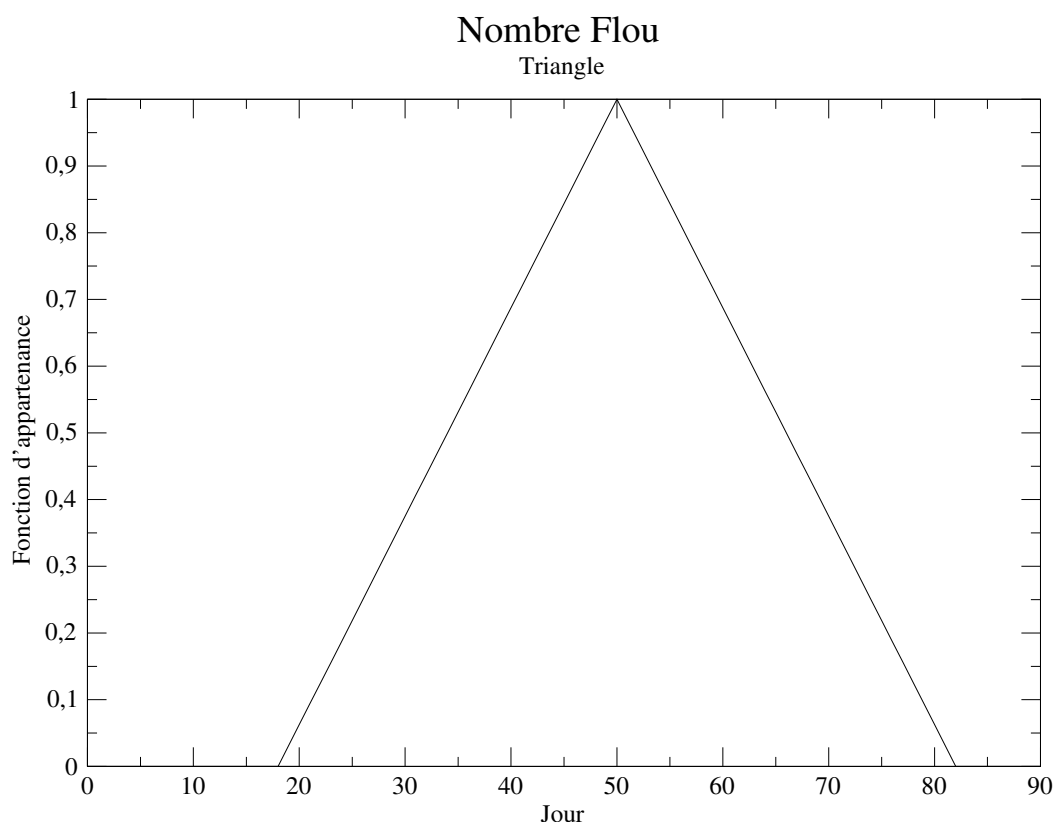


FIG. F.1 – Exemple de fonction d'appartenance triangulaire ($T_{\frac{1}{2}}$)

Avantages de la fonction :

Une telle fonction de par sa simplicité présente d'évidents avantages. Son utilisation dans les programmes est très simple et ne demande que très peu de calcul. Ceci réduit d'autant le temps de programmation, et de calcul.

D'autre part, elle identifie bien un nombre caractéristique d'un paramètre et tient compte de ses extrêmes.

Évidemment il est possible de construire des fonctions triangles sans pour autant qu'ils soient isocèles.

Utilisation :

Cette représentation pourrait être bien adaptée aux paramètres dont nous connaissons une valeur possible et des valeurs extrêmes. Certains auteurs (Rechatin, 1994) définissent, l'imprécision du temps de demi-vie de cette manière.

Le paramètre qui pourrait ainsi être estimé par une fonction « triangle isocèle » est notamment le temps de demi-vie.

F.1.1.2 Fonction en cloche

Bien que la fonction triangle isocèle soit la fonction la plus utilisée, nous verrons pourquoi au paragraphe 4.3 d'autres fonctions d'appartenance peuvent rendre compte des imprécisions. Il est possible en particulier d'utiliser une fonction en cloche qui rend compte d'une certaine approche statistique de l'imprécision. Cette fonction, fréquemment utilisée (cf. figure F.2 p. 208) offre des courbes intuitivement mais non nécessairement satisfaisantes. Il est tout à fait possible de l'utiliser comme nombre flou. La manière la plus classique de la construire est d'utiliser la fonction cosinus (Bardossy et Duckstein, 1995).

Cette fonction a parfois été utilisée dans des systèmes experts « flous » (Hayo van der Werf et Zimmer, 1998). Cette représentation pourrait être bien adaptée aux paramètres pour lesquels nous avons déduit l'imprécision d'une étude statistique, ou qui ont un comportement qui ressemble à ce type de courbe.

Les candidats pour être représentés par une telle fonction d'appartenance pourraient être : le nombre annuel de précipitations supérieures au seuil (n_p), les précipitations totales annuelles (P_u) et le nombre de jours de pluie suivant l'épandage du produit (n).

F.1.1.3 La fonction trapèze

Cette fonction en forme de trapèze permet d'avoir sur une certaine plage, une gamme de valeurs possibles (Rappelons au passage pour le lecteur gêné par une telle plage qu'il ne s'agit pas de probabilité mais bien de possibilité). Elle se compose d'une partie ascendante suivi d'un plat au niveau le plus grand de possibilité, puis d'une partie descendante (cf. Figure F.3, p. 209). Elle peut être ou non centrée sur une valeur particulière, comme les fonctions précédentes (Schultz et Huwe, 1997).

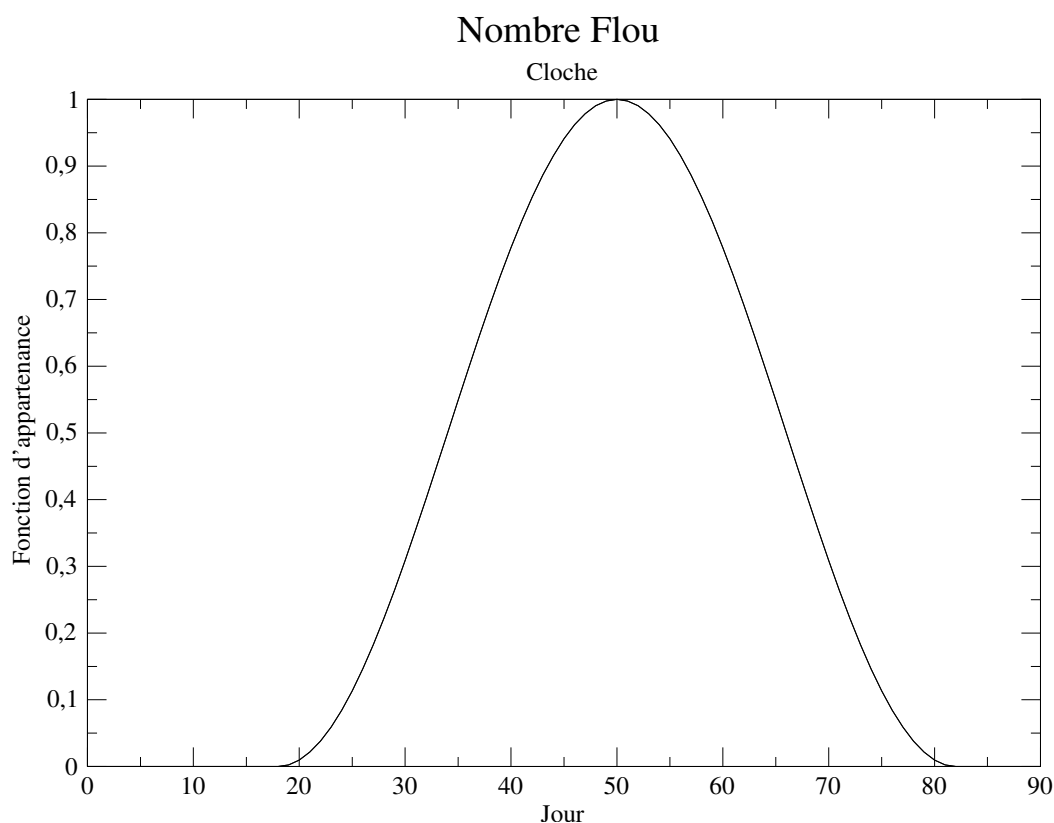


FIG. F.2 – Exemple d'une fonction d'appartenance en forme de cloche ($T_{\frac{1}{2}}$)

Cette fonction peut permettre de représenter des paramètres qui ont une très grande variabilité et dont une foule de valeurs est possible.

L'existence d'un plateau pour cette fonction n'est pas en désaccord avec la notion de nombre flou. Il est tout de même légitime de s'interroger sur une telle forme (Dubois et Prade, 1988). En effet la fonction d'appartenance dans notre cas désigne un nombre. Le plateau décrit ci-dessus laisse sous-entendre qu'un nombre pourrait avoir plusieurs valeurs en même temps. Il n'en est rien. Une telle fonction n'est pas une fonction de probabilité (comment dans ce cas expliquer plusieurs valeurs de probabilité égale à 1) mais il s'agit bien de décrire une possibilité. Le langage commun en témoigne : ici nous ne décrivons pas des valeurs **probables**, mais bien des valeurs **possibles**.

Le candidat à une telle fonction pourrait être : l'indice de protection par le couvert végétal.

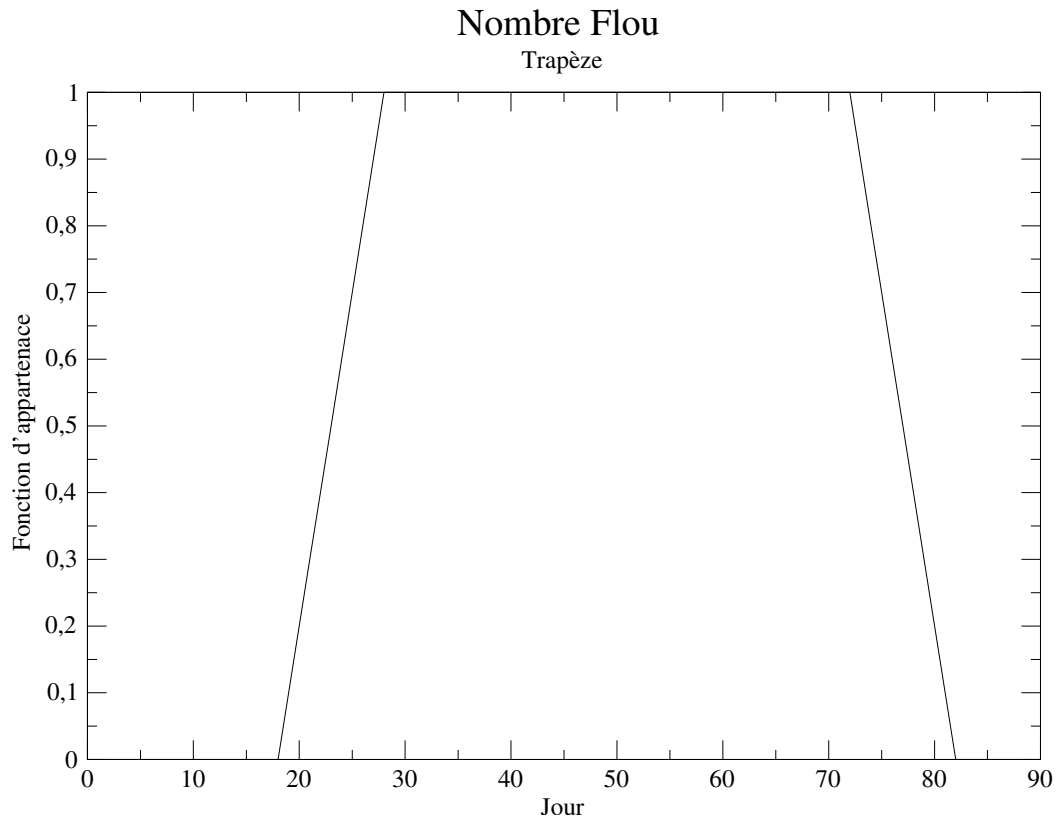


FIG. F.3 – Exemple d'une fonction d'appartenance en forme de trapèze ($T_{\frac{1}{2}}$)

F.1.2 Méthodologie du calcul

Effectuer une opération avec des quantités floues implique le respect de la règle : $f_C(y) = \sup\{\min(f_A(x_1); f_B(x_2))\}$ et $y = x_1 \bullet x_2$ où f désigne la fonction d'appartenance de trois nombres flous A, B et C. Le calcul peut-être mené par le biais de deux techniques distinctes.

F.1.2.1 Le calcul de façon classique

Cette méthode consiste à chercher l'ensemble des couples (x_1, x_2) qui peuvent donner la valeur y .

La programmation d'un tel calcul présente l'avantage d'une grande simplicité. Dans un premier temps, la fonction d'appartenance des deux nombres flous A et B est découpée en n nombres discrets (x_1 pour ceux issus de A et x_2 pour ceux issus de B). En fixant une

valeur de x_1 par exemple, il est possible de trouver en faisant varier les valeurs de x_2 , une partie des valeurs de y ($y = x_1 \bullet x_2$). À chaque valeur obtenue, on calcule les valeurs en ce point de la fonction d'appartenance en prenant celle qui est minimum. En réitérant ceci sur la totalité des x_1 , une multitude de solutions est obtenue pour chacune des valeurs de y retenues. Parmi celles-ci il ne reste plus qu'à choisir la valeur maximum de la fonction d'appartenance pour chaque y afin d'obtenir celle du résultat de l'opération (Puisque nous avons rendu les intervalles discrets, le $\sup()$ se confond à chaque valeur de y avec le $\max()$).

De cette manière, il est possible de faire des opérations avec les nombres flous. Néanmoins, cette méthode demande de nombreux calculs et ne laisse pas beaucoup de souplesse. Nous en avons préféré une autre.

F.1.2.2 Une autre méthode

Cette seconde méthode consiste à ne calculer, en prenant quelques précautions, que les valeurs utiles au calcul. Voici comment la mettre en œuvre dans un programme informatique.

Cette méthode repose en fait, essentiellement sur la fabrication des nombres flous. Dans un premier temps, il s'agit de décomposer comme précédemment nos courbes en valeurs discrètes.

Ici, ce découpage est primordial. Il est effectué sur des intervalles de la fonction d'appartenance. Lorsque les valeurs de la fonction d'appartenance $f_a(x)$ sont fixées (Ici c'est un choix arbitraire) il faut chercher les valeurs de x qui leur correspondent. Il est nécessaire, contrairement à la méthode précédente d'associer pour les nombres flous de l'opération, les valeurs de x aux mêmes valeurs de la fonction d'appartenance. Il est aussi nécessaire d'effectuer les calculs avec des valeurs de x rangées dans le même ordre (croissant ou décroissant). Lorsque les nombres avec lesquels on veut effectuer l'opération, sont ainsi défini (une valeur de x est associée à une valeur de $f_a(x)$) il suffit d'effectuer l'opération pour les valeurs de x associées à une même valeur de $f_a(x)$ des deux nombres flous. Le résultat est attribué à la valeur de $f_a(x)$. Le schéma suivant récapitule les étapes d'une opération : la multiplication.

Contrairement à la méthode précédente, celle-ci ne nécessite pour faire une opération sur deux nombres flous que n calculs où n représente le nombre d'intervalles de découpe (La méthode précédente en nécessitait n^n).

De plus cette méthode permet d'utiliser sans beaucoup plus de difficulté des nombres flous non triangulaires.

Nombre flou A									
$f_a(x_1)$	0	0,25	0,5	0,75	1	0,75	0,5	0,25	0
x_1	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5	5,5	6
Nombre flou B									
$f_b(x_2)$	0	0,25	0,5	0,75	1	0,75	0,5	0,25	0
x_1	5	5,25	5,5	5,75	6	6,25	6,5	6,75	7
Multiplication de A et de B									
$f_c(y)$	0	0,25	0,5	0,75	1	0,75	0,5	0,25	0
y	10	13,125	16,5	20,125	24	28,125	32,5	37,125	42

TAB. F.1 – *Multiplication de deux nombres flous triangulaires (les valeurs de la fonction d'appartenance restent les mêmes, seules les valeurs de x changent)*

En revanche, les nombres flous doivent nécessairement être définis dans l'ensemble des réels positifs. Cette restriction ne porte pas à conséquence dans notre cas puisque les paramètres physiques utilisés sont tous positifs et ainsi leurs imprécisions le sont aussi.

F.2 Étude de quelques outils d'analyse

Lorsque le calcul est effectué, quelle que soit la forme de la courbe de départ, la forme du nombre flou de sortie est très déformée par rapport à la forme idéale parfois imposée en entrée.

En fait la question sous-jacente qui apparaît est comment traduire un nombre flou le plus fidèlement possible par une valeur moyenne et un intervalle associé comme pour un résultat statistique.

F.2.1 Les valeurs moyennes

Nous avons décrit trois types de valeurs moyennes ou plutôt de centre d'intervalle : le mode, la moyenne et le centre de gravité.

F.2.1.1 Le mode

Nous avons vu comment est défini le mode. Malheureusement, il n'est pas possible pour un nombre flou de forme trapézoïdale de le définir. En effet pour de tels nombres, la hauteur ne se résume pas à une valeur unique.

Le mode des nombres flous pour lesquels il peut être calculé correspond à la valeur que l'on obtient si l'on fait le calcul avec des nombres habituels (non flou). C'est à dire la valeur que prend le résultat si le calcul est effectué avec les valeurs moyennes des paramètres par exemple.

Il est ainsi possible de se donner un « pseudo mode » pour les nombres ayant un plateau à la coupe de niveau 1 en calculant la valeur du résultat à l'aide d'une valeur supposée moyenne des paramètres d'entrée.

Le mode reflète donc le calcul exact de l'indice.

F.2.1.2 La médiane, la moyenne floue ou le centre de gravité

Ces outils permettent de tenir compte de la « densité de possibilité » que représente la surface délimitée par la fonction d'appartenance.

La médiane par exemple, laisse sous la courbe de la fonction d'appartenance la même surface à droite et à gauche. Le calcul de cette surface témoigne en partie de la forme de cette fonction. En effet, des courbes concaves ou convexes limitent des surfaces plus ou moins grandes. Ainsi la partie concave de la courbe aura plus d'influence qu'une partie convexe et aura tendance à décaler la médiane vers elle. Il est ainsi possible de tenir compte en partie de la forme de la courbe grâce à ce type de calcul.

En revanche, la médiane ne témoigne plus de la valeur la plus probable comme le mode le faisait précédemment.

F.2.2 Le choix d'un intervalle

La forme des nombres flous donne la possibilité de définir des intervalles de confiances. Il existe différentes manières d'en obtenir. Voici les méthodes les plus courantes.

F.2.2.1 Les coupes de niveau α

L'utilité des coupes de niveau α dans l'analyse des nombres flous se fait d'autant mieux sentir si nous reprenons en détail le concept de nombre flou.

Il est possible, en général, d'encadrer une valeur mesurée par un intervalle. Les valeurs plus petites que la borne inférieure sont impossibles ou tellement peu probables que l'on peut les ranger dans la catégorie des erreurs. C'est la même chose pour les valeurs supérieures à la borne supérieure de l'intervalle. Cet intervalle est aussi appelé intervalle de confiance. Pour qu'un nombre flou soit efficace, le support de ce dernier doit être donné par cet intervalle. La valeur exacte est à coup sûr dans cet intervalle ([Kaufmann et Gupta, 1985](#)).

Ceci étant, il est possible d'avoir une présomption plus fine sur la valeur que son intervalle de confiance. Les coupes de niveau α permettent cet affinage.

En effet, une coupe de niveau α donne un intervalle plus exigü que l'intervalle de confiance. La coupe d'un nombre flou permet de définir les bornes d'un nouvel intervalle. Il est possible de se donner pour un résultat flou une hauteur possible de coupe. Celle-ci est motivée par la possibilité d'un résultat.

Par exemple : considérons qu'un travail ne peut être effectué qu'entre le 1er et le 31 mars, ces deux dates représentent un intervalle au-delà duquel, le travail est infaisable parce qu'avant les données ne sont pas disponibles et qu'après il ne sera pas payé. Mais ce travail, s'il est effectué par un travailleur forcené peut être fait entre le 12 et le 28 mars (cf. figure F.4, p. 214). Cette information peut être contenue dans un nombre flou, et ressortir lors de l'application d'une coupe.

Cet exemple illustre la façon d'utiliser les nombres flous et les niveaux de coupe. L'intervalle de confiance stricto sensu étant respecté, une coupe de niveau α donne un moyen d'analyse de la possibilité de l'occurrence d'un événement, d'une valeur...

Une difficulté néanmoins subsiste : la détermination d'une possibilité nécessite de l'information. Comment en effet définir une mesure de possibilité ? Cela revient à dire que l'on dispose d'une idée du résultat ou ce qui revient au même une idée des valeurs que le résultat ne peut pas atteindre. Aussi, la détermination de la hauteur d'une coupe est-elle difficile et il est rarement possible d'en avoir une détermination *ad hoc*.

Cependant, la coupe de niveau $\alpha = 0,5$ est souvent considérée comme un seuil d'indécision. En dessous de ce seuil, l'appartenance des éléments est faible, au-dessus elle est forte ([Bouchon-Meunier, 1995](#)). Autrement dit, il est fort possible que la valeur se situe au-dessus de cette coupe.

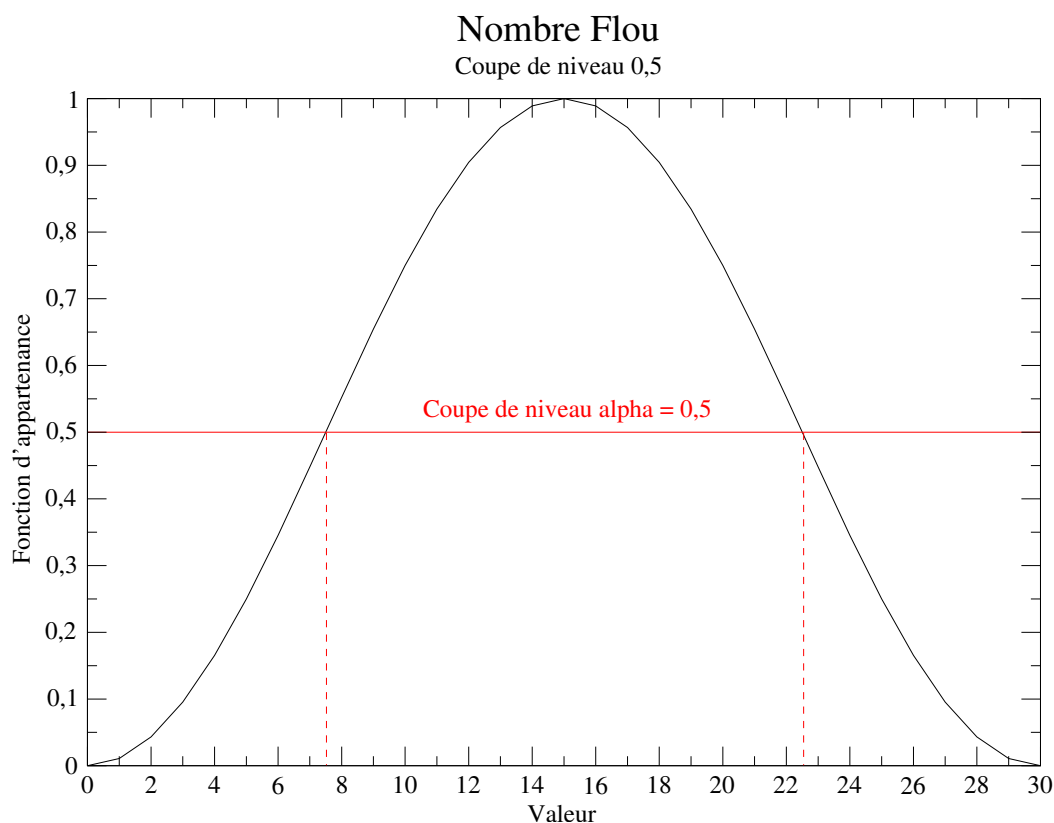


FIG. F.4 – Exemple d'utilisation d'une coupe de niveau α

Cet outil, à part si l'on dispose de données objectives sur les résultats n'apporte de renseignement autre que les bornes d'un intervalle à une certaine hauteur.

En revanche les coupes peuvent être d'une utilité considérable pour tenter des essais d'une ou plusieurs situations particulières. Partant d'une réalité dans des conditions données, il est possible d'avoir une idée d'une situation moins pessimiste par exemple ou ce que donnerait une analyse plus fine des paramètres d'entrées du calcul.

Bien qu'il ne soit pas possible de déterminer la hauteur d'une coupe sur le résultat qu'engendreraient des coupes sur les paramètres d'entrées (et ce dès que le calcul contient une multiplication car dans ce cas l'intervalle recherché n'a pas la largeur théoriquement attendue sur la fonction d'appartenance du résultat flou) elles renseignent assez bien une situation espérée.

En définitive, les coupes de niveau α permettent plus de donner les ordres de grandeurs d'une extrapolation ou d'un durcissement de la tolérance des paramètres d'entrée

d'un calcul qu'elles ne renseignent sur la réalité de la situation en cours. Les coupes ne cherchent pas à évaluer le plus haut degré de présomption d'une valeur. Aussi est-il préférable de l'utiliser comme telle.

Enfin malgré cet intérêt les coupes n'informent aucunement sur la forme du nombre flou : le calcul des divergences pallie ce manque.

F.2.2.2 Les divergences gauche et droite

Un nombre flou traduit une certaine complexité de par sa forme, entre autre. Comment tenir compte de celle-ci dans l'analyse de celui-ci. L'idée retenue dans la divergence est que la forme d'un nombre flou est plus ou moins liée à la surface qu'elle délimite. Évidemment ceci n'est pas juste, mais tout de même plus riche qu'une simple coupe. Tout comme la médiane ou la moyenne floue, les divergences tiennent compte d'une « densité de possibilité ». Elles reflètent une quantité en rapport avec la possibilité de trouver la valeur de l'objet d'étude. La figure F.5 (p. 216) indique de façon schématique la manière de calculer les deux divergences.

Les divergences gauche et droite se calculent de part et d'autre du mode x_m , l'une reflète la possibilité de trouver une valeur plus petite que la valeur la « plus possible » tandis que l'autre reflète la possibilité de trouver une valeur plus grande.

F.2.2.3 Intervalle de confiance moyen : MIC

Du mode et des divergences découlent l'idée naturelle d'un intervalle représentatif simple des nombres flous (Kaufmann et Gupta, 1985). Celui-ci se compose de trois valeurs :

- le mode, qui représente la valeur la plus probable ;
- le mode ôté de la divergence gauche, qui représente la borne inférieure de l'intervalle ;
- le mode auquel on ajoute la divergence droite qui représente la borne supérieure de l'intervalle.

Le MIC est un outil qui donne la représentation la plus simple et la plus fidèle des nombres flous.

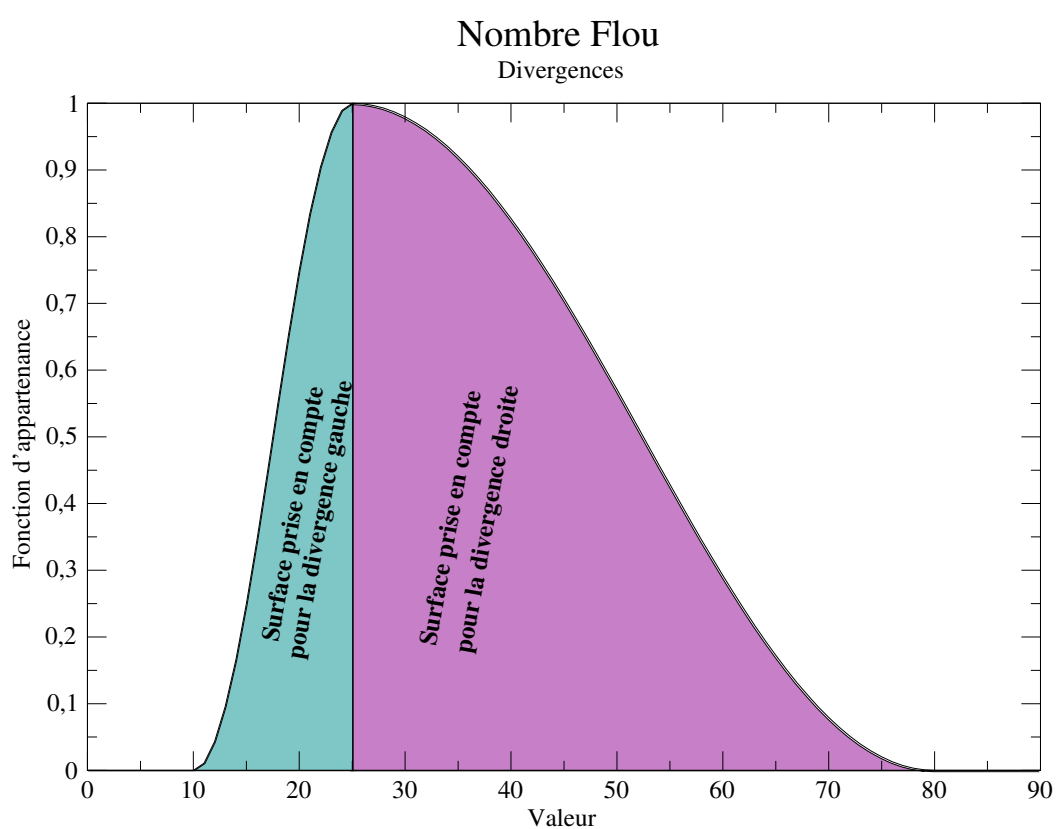


FIG. F.5 – Illustration des données prises en compte dans les divergences de premier ordre

Annexe G

Les paramètres influants sur VESPP et leurs imprécisions

La connaissance de la fiabilité de l'indicateur VESPP lorsque certains paramètres sont mal connus ou imprécis, nécessite en premier lieu de connaître sa réponse à la variation de chaque paramètre. Une étude de sensibilité de l'indicateur à ses paramètres va orienter notre étude vers les paramètres les plus sensibles.

Deux phénomènes peuvent être à l'origine d'une variation prononcée de l'indice. Le premier résulte de la sensibilité de l'indicateur à ses paramètres, le second provient de la fourchette de variation des paramètres eux-mêmes.

G.1 Sensibilité de VESPP à ses paramètres

Dans un premier temps il est possible de faire varier la valeur la plus commune (la valeur moyenne) de 10 % pour chaque paramètre, ce qui élimine les écarts dus aux grandes variations des paramètres d'entrées.

Ces résultats sont présentés dans le tableau [G.1](#) (p. [222](#)) et montre en réalité que pour des variations de mêmes amplitudes de chaque paramètre, l'indice prend des valeurs équivalentes.

Ceci montre le poids relativement égal qui a été accordé à chaque paramètre d'entrée.

En outre, on peut raisonnablement s'attendre à ce que d'autres paramètres influencent largement l'indicateur lorsque la sensibilité sera remise dans un contexte d'erreur.

La sensibilité de l'indicateur VESPP à ses paramètres se déduit dans un second temps en faisant varier un à un les paramètres de leur valeur la plus communément admise jusqu'à leur maximum supposé. Il est alors possible de comparer les valeurs que donne l'indicateur et ainsi d'en déduire quels sont les paramètres influents.

Cette première approche, qui n'est pas retranscrite ici, nous a permis de remarquer quelques paramètres qui se distinguent par leur influence.

Notons particulièrement et dès à présent :

- le temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$) qui de surcroît est un paramètre très imprécis ;
- la pente (p) semble avoir une forte influence ;
- la longueur de drainage (L_d) ;
- la pluie efficace (P_u) ;
- le coefficient d'adsorption relatif en carbone organique (K_{oc}).

Trois autres paramètres donnent de grandes variations relatives de VESPP mais ceci est essentiellement dû à la largeur des plages sur lesquelles ils varient.

Mais voyons avant l'imprécision sur quelques paramètres.

G.1.1 Domaine de variation des paramètres les plus sensibles, imprécisions

Maintenant que quelques paramètres influents apparaissent, il s'agit de voir ceux dont la méconnaissance risque d'impliquer une grande imprécision sur le résultat final.

G.1.1.1 Les fourchettes de variations

- *Les paramètres topographiques* : (La pente, sa longueur, la longueur de drainage)
À proprement parler, il ne s'agit pas d'imprécision mais plutôt de définir l'échelle à laquelle est étudié le bassin. Ce choix d'échelle est le choix le plus coûteux. En effet l'indice VESPP est calculé sur une maille. Le choix d'une échelle revient en fait au choix de la taille des mailles et donc de leur nombre et par voie de conséquence au nombre de calculs, de mesures, d'estimations, etc.
- *La couverture végétale* : La couverture végétale est déterminée par analyse d'images satellites vérifiées par une campagne de reconnaissance sur le terrain. Il est possible de mesurer le taux d'échec de la reconnaissance des pixels. Il est donc possible d'avoir une information sur l'imprécision du traitement. Elle est fonction du type de couverture.
- *Les paramètres pluviométriques* : Ils sont ici annuels. Le risque d'erreur sur de tels paramètres est très faible au vu des quantités mises en jeux. L'écart type et la

moyenne inter-annuelle des quantités de pluies tombées peut être déterminé par une étude statistique. Il est possible par cette méthode de connaître la variabilité de certains paramètres : la hauteur des précipitations annuelles totales (P_t), la hauteur des précipitations utiles annuelles (P_u), le nombre de jours annuels (n_p) aux précipitations dépassant le seuil de ruissellement, le nombre de jours de pluie dans le mois suivant l'application du produit (n).

- *Les paramètres liés aux produits phytosanitaires* : Ces paramètres sont largement disponibles au travers de la littérature. Le recensement des paramètres et de leurs imprécisions a été fait pour de nombreux produits phytosanitaires lors d'une étude menée par l'ENGREFF (Rechatin, 1994). L'imprécision des paramètres K_{oc} et $T_{\frac{1}{2}}$ est généralement de l'ordre de 50 %.
- *Les paramètres liés aux types de sols* : La fraction de carbone organique du sol (f_{oc}) est disponible dans la littérature. La fraction de carbone organique du sol dépend de la fraction de matière organique du sol dépend de son histoire, des conditions d'exploitation, de la couverture végétale, etc. Sa variation est grande et sa valeur est très difficile à déterminer. La f_{oc} représente 58 % de la f_{om} (Rechatin, 1994).
- *Les autres paramètres* :
 - L'indice M du mode d'application du produit phytosanitaire n'a pas ici été considéré comme imprécis mais comme une manière anthropique d'influencer VESPP ;
 - Les indices PAR (Pratiques Anti-Ruissellements) et PAE (Pratiques Anti-Érosives) ne sont pas non plus considérés comme imprécis pour les mêmes raisons.

G.1.2 Sensibilité de l'indice VESPP aux imprécisions, paramètres influant

Comme nous l'avons fait plus tôt avec une valeur fixe pour chaque paramètre (§ G.1, p. 217), nous avons testé la réponse de l'indice à une variation proportionnelle à l'erreur déterminée au paragraphe précédent.

Les paramètres influents qui se dégagent de cette approche sont par ordre d'importance décroissante :

- Le temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$)
- L'indice de couverture végétale (C)
- La pente (p)
- La longueur de drainage (L_d)
- Le nombre de jour de pluie survenant dans le mois suivant l'application (n) car sa variabilité est grande.
- La hauteur de pluie participant au ruissellement (P_u)

- La longueur de la pente (L)
- La fraction de carbone organique dans le sol (f_{oc})
- Le coefficient d’adsorption relatif en carbone organique (K_{oc})

L’imprécision sur le temps de demi-vie $T_{\frac{1}{2}}$ (estimé pour l’atrazine à environ 64 %) fait varier VESPP de plus de 50 %. La variabilité de ce coefficient est tellement grande que cela n’a rien d’étonnant. Les facteurs qui interviennent dans ce paramètre sont en effet difficilement estimables. En voici quelques-uns : le type de sol, la température (Walker, 1976) le lieu de séjour de la substance (dans ou hors de la zone saturée) (Rao et Davidson, 1980) etc.

G.2 Paramètres influents, paramètres flous

Il reste maintenant à s’interroger sur la pertinence des imprécisions ou des variations détectées. D’ores et déjà, deux types de paramètres sont remarquables : Les paramètres qui sont connus mais variables dans le temps et ceux qui ne sont qu’imparfaitement connus.

G.2.1 Paramètres connus mais variables

Tout comme l’imprécision, la variabilité peut être incorporée dans le calcul flou. Il est utile à ce niveau de bien préciser dans quel contexte nous nous plaçons. En effet la tentation est grande de vouloir incorporer dans le calcul, la variabilité de certains paramètres, parce qu’ils influencent fortement le résultat final. Mais quelle serait la signification d’une telle prise en compte ?

Elle est bien sûr liée au contexte de l’étude. Ici les objectifs sont d’apporter une aide à la décision. Dans ce cadre l’introduction de la variabilité des hauteurs de précipitations ou des nombres de jours de pluie n’a pas vraiment de sens.

Ainsi, l’utilisation de simples moyennes sur les trente ou quarante dernières années est satisfaisante pour les variables de précipitations totales (P_t) et utiles (P_u) ainsi que pour les nombres de jours qui suivent l’épandage ou qui dépassent le seuil de ruissellement.

Les paramètres des pratiques anti-ruissellement (PAR) et anti-érosions (PAE) sont quant à eux plus à regarder comme des paramètres d’ajustement pour l’aide à la décision. Ils permettent dans un contexte donné de tester plusieurs scénarios et de chercher les solutions les plus efficaces pour réduire la vulnérabilité des eaux. Dans ce cas il serait absurde de vouloir les inclure de façon imprécise.

G.2.2 Les paramètres méconnus

Il s'agit ici compte tenu de tout ce qui a été mis en lumière précédemment de déterminer les paramètres dont nous allons tenir compte dans la suite de cette étude. En fait, il ne reste plus qu'à répertorier les paramètres restants.

Dans ces conditions les paramètres influents qui vont nous intéresser par la suite sont les suivants :

- Le temps de demi-vie ($T_{\frac{1}{2}}$) ;
- La longueur caractéristique de la pente (L) ;
- L'indice de couverture végétale (C) ;
- La fraction de carbone organique dans le sol (f_{oc})
- Le coefficient d'adsorption relatif au carbone organique (K_{oc})

Para- mètre	Moy- enne	M	$T_{\frac{1}{2}}$	n	L	p	L_d	C	P_t	P_u	n_p	PAE	PAR	f_{oc}	K_{oc}
M	2	2,2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
$T_{\frac{1}{2}}$	50	50	55	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
n	5	5	5	5,5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
L	0,5	0,5	0,5	0,5	0,55	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
p	3	3	3	3	3	3,3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
L_d	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,65	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
C	4	4	4	4	4	4	4	4,4	4	4	4	4	4	4	4
P_t	800	800	800	800	800	800	800	800	880	800	800	800	800	800	800
P_u	200	200	200	200	200	200	200	200	200	220	200	200	200	200	200
n_p	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	22	20	20	20	20
PAE	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,88	0,8	0,8	0,8
PAR	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,88	0,8	0,8
f_{oc}	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,75	2,5
K_{oc}	160	160	160	160	160	160	160	160	160	160	160	160	160	160	176
I_t	36	36	36	36	32,7	39,6	39,6	39,6	36	36	36	36	36	36	36
I_p	19,3	21,3	21,3	21	32,7	19,3	19,3	19,3	19,3	19,3	19,3	19,3	19,3	19,3	19,3
T	17	17	17	17	17	17	17	17	15,4	18,7	18,7	18,6	17,1	18,5	18,5
VESPP	11845	13030	13030	12832	10768	13030	13030	13030	10768	13030	13030	12960	11915	12897	12897

TAB. G.1 – Sensibilité de VESPP à une variation de 10 % de ses paramètres : la valeur moyenne d'un paramètre est accrue de l'erreur, VESPP est ensuite calculé pour la variation de chaque paramètre

Annexe H

Description des tests statistiques utilisés

H.1 Test de corrélation de rang de Spearman

Le test non paramétrique de Spearman propose de tester les deux hypothèses suivantes :

- hypothèse H_0 : les rangs sont corrélés ;
- hypothèse H_1 : les rangs ne sont pas corrélés.

Pour trancher en faveur de l'une ou de l'autre, le coefficient de corrélation sur les rangs (r_s) est évalué pour un échantillon de n individus de la façon suivante :

$$r_s = 1 - \frac{6 \cdot \sum_{i=1}^n (r_i - s_i)^2}{n \cdot (n^2 - 1)} \quad (\text{H.1})$$

où :

- r_i est le rang du $i^{\text{ème}}$ individu selon le premier classement ;
- s_i est le rang du $i^{\text{ème}}$ individu selon le second classement.

Les conclusions du test sont fonction du résultat de r_s :

- $r_s = 1 \implies$ les deux classements sont identiques ;
- $r_s = -1 \implies$ les deux classements sont inverses l'un de l'autre ;
- $r_s = 0 \implies$ les deux classements sont indépendants.

Pour les autres cas, les coefficients k de Spearman sont tabulés en fonction de la taille de l'échantillon n et pour un niveau de signification α pour de petits échantillons (Saporta, 1978) et, pour des échantillons (n) supérieurs à 100, ils sont distribués selon

une loi normale centrée et d'écart type $\frac{1}{\sqrt{n-1}}$. La région critique est définie de la manière suivante :

$$|R_s| > k \quad (\text{H.2})$$

Si $R_s > k$, il y a concordance des classements.

Si $R_s < -k$, il y a discordance des classements.

H.2 Test de corrélation de rang τ de Kendall

Le test de corrélation de rang τ de Kendall propose de tester les mêmes hypothèses que celui de Spearman. La mise en œuvre est cependant différente.

Le principe du test est le suivant : pour chaque couple (c) d'individus de l'échantillon, si les deux individus sont rangés dans le même ordre, la valeur $t=+1$ est attribuée au couple et, inversement, si les individus du couple sont rangés dans l'ordre inverse, le couple reçoit la note $t=-1$.

La somme des valeurs obtenues pour l'ensemble des couples (il y en a au total $\frac{n \cdot (n-1)}{2}$) est appelée S :

$$S = \sum_{i=1}^{\frac{n \cdot (n-1)}{2}} t \quad (\text{H.3})$$

Le coefficient τ est alors défini selon :

$$\tau = \frac{2 \cdot S}{n \cdot (n-1)} \quad (\text{H.4})$$

- Si $\tau = 1$, les classements sont identiques.
- Si $\tau = -1$, les classements sont inversés.

De plus, si l'hypothèse d'indépendance entre les deux variables est vraie, la distribution d'échantillonnage de τ est approximativement une loi normale, centrée, d'écart type $\sqrt{\frac{2 \cdot (2 \cdot n + 1)}{9 \cdot n \cdot (n-1)}}$ pour un échantillon dont le nombre d'individus dépasse 7.

Annexe I

Quelques résultats de comparaisons

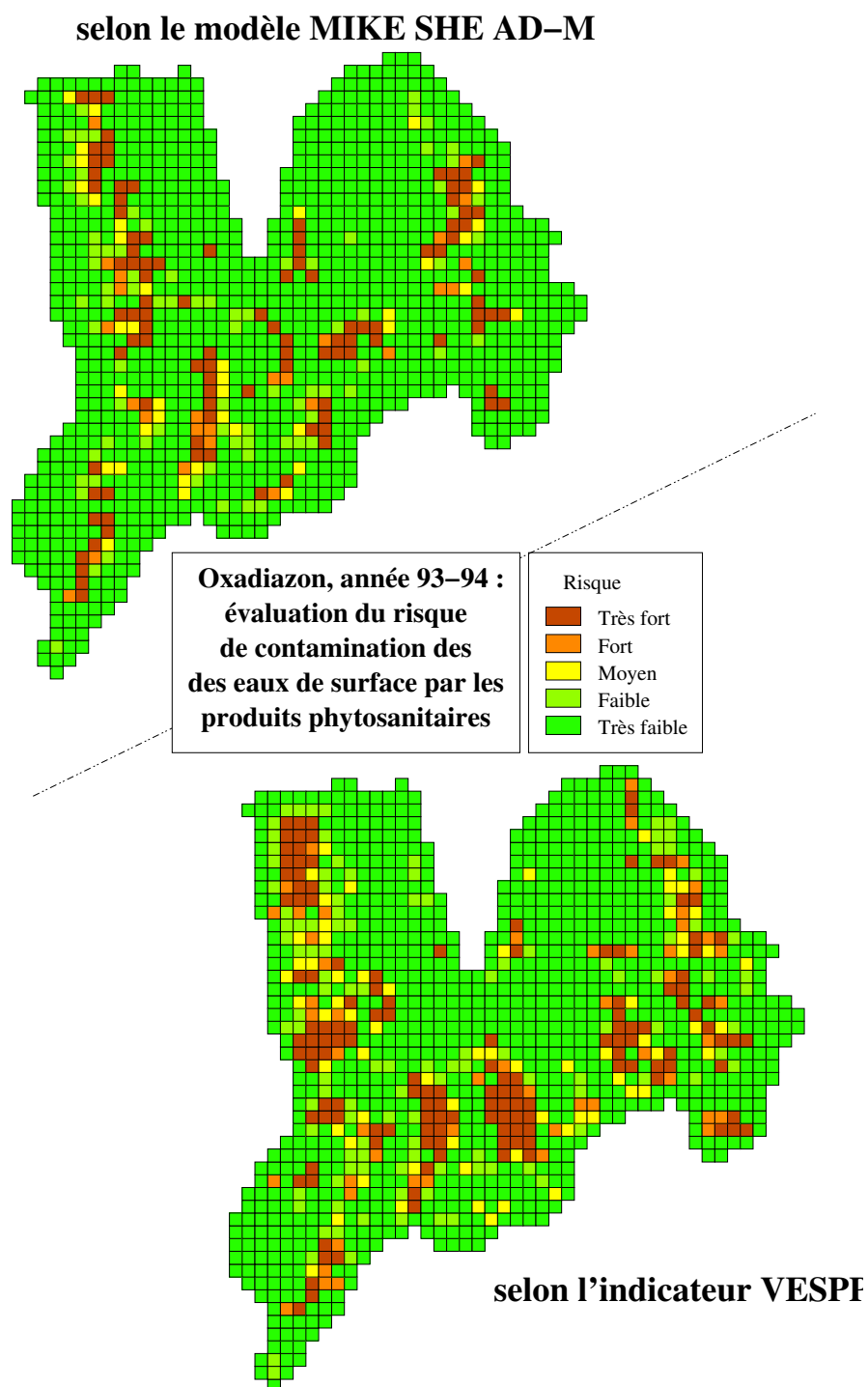


FIG. I.1 – Comparaison de l'indicateur VESPP et du modèle MIKE SHE AD-M au cours de l'année la moins pluvieuse des années 1990-2000 ; de mai 1993 à avril 1994.

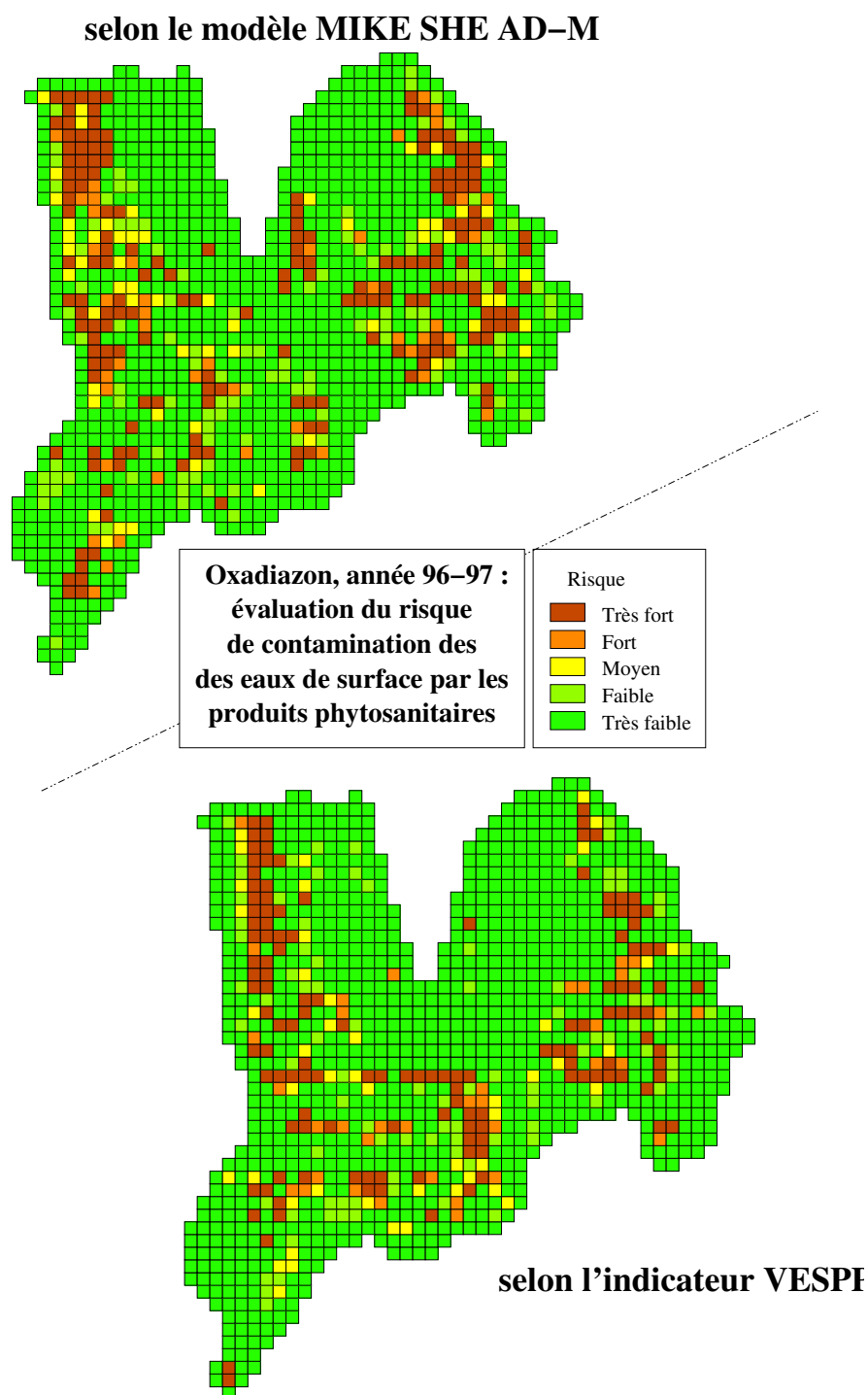


FIG. I.2 – Comparaison de l'indicateur VESPP et du modèle MIKE SHE AD-M au cours de l'année 1996-1997 : année de pluviométrie moyenne.

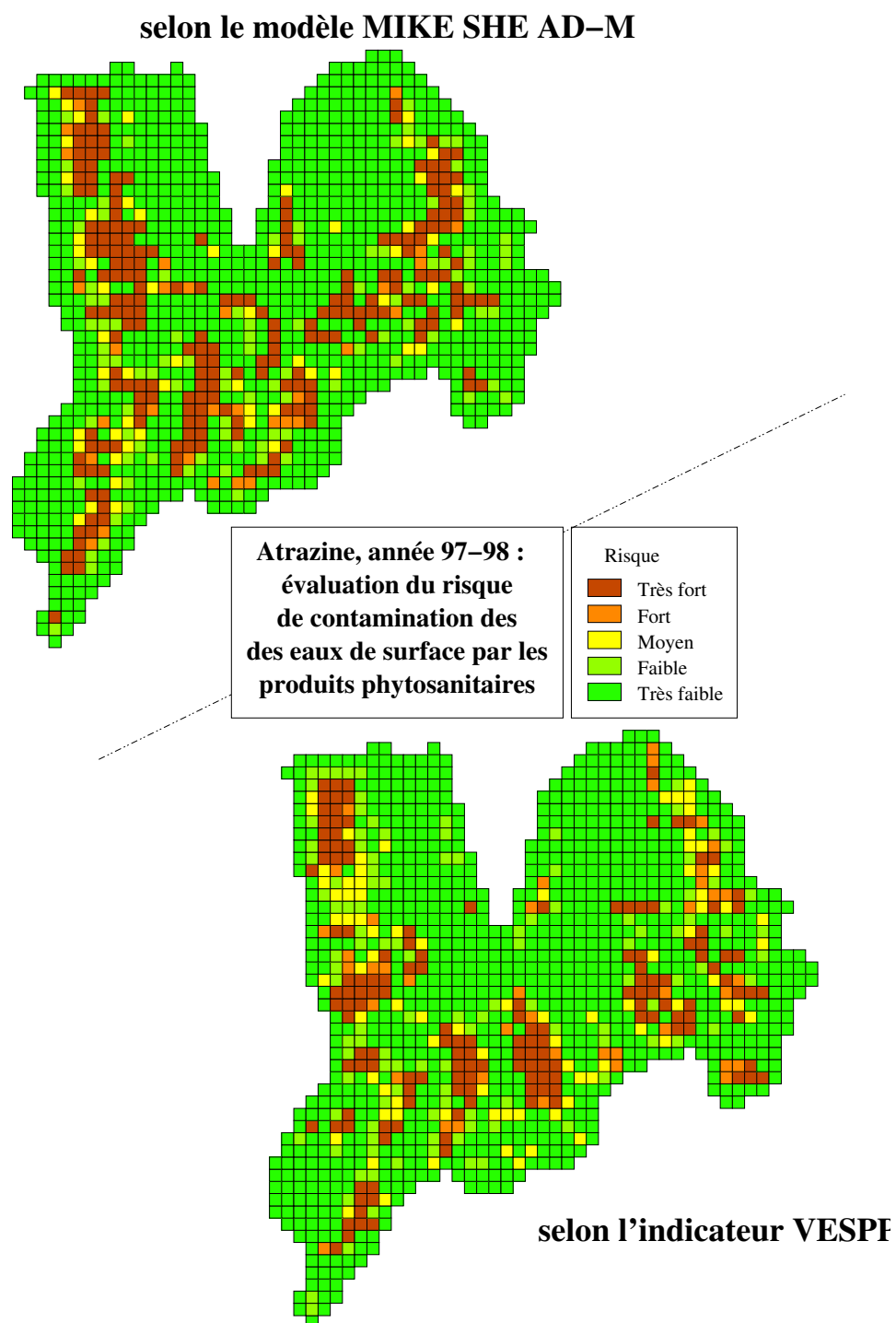


FIG. I.3 – Comparaison de l'indicateur VESPP et du modèle MIKE SHE AD-M au cours de l'année 1997-1998 : année de pluviométrie moyenne.

Annexe J

Présentation de l'interface de VESPP

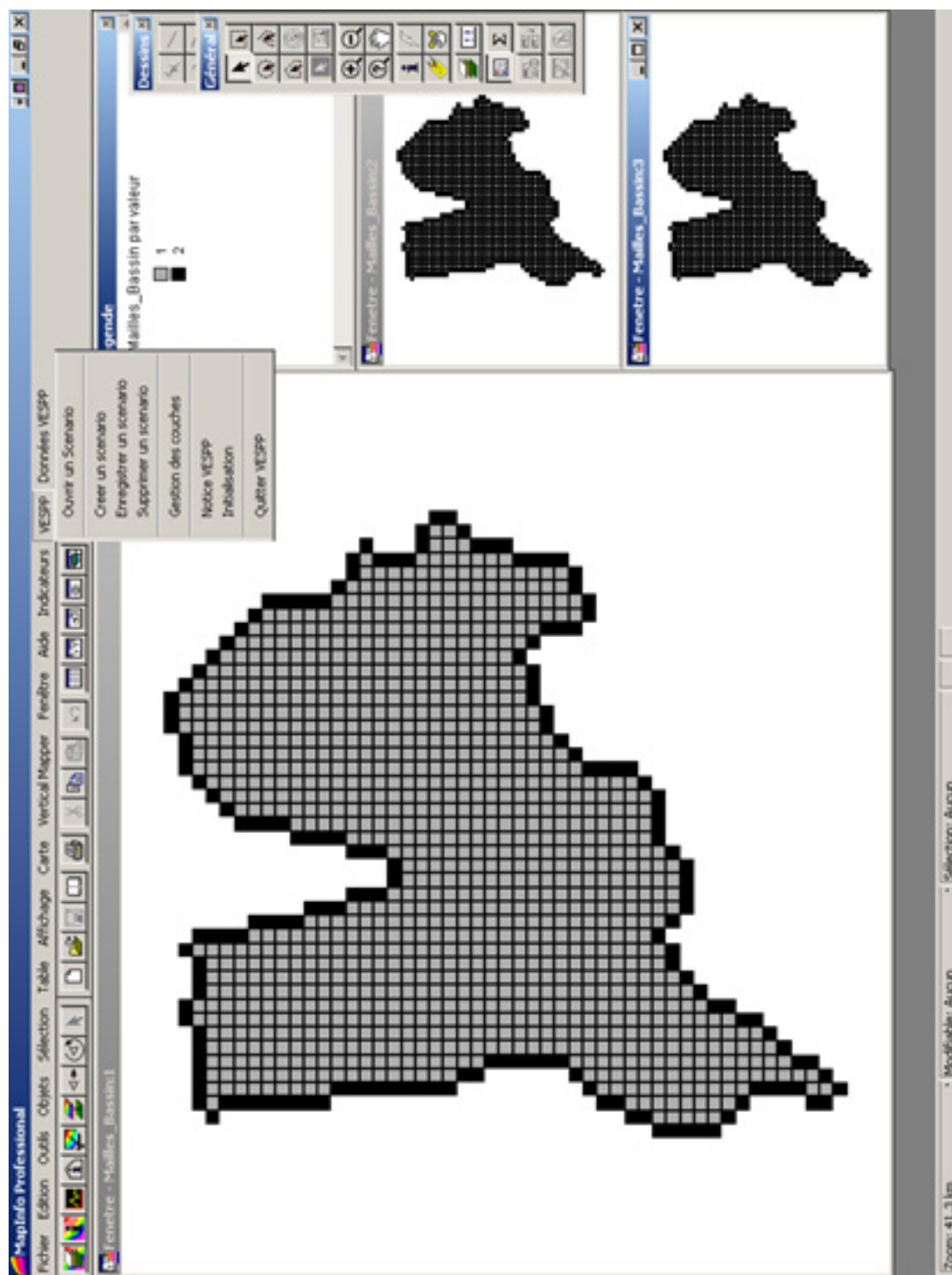


FIG. J.1 – Tableau d'entrée dans l'interface VESPP. Le programme ajoute les menus « VESPP » et « Données VESPP » à la barre des menus du S.I.G. MapInfo

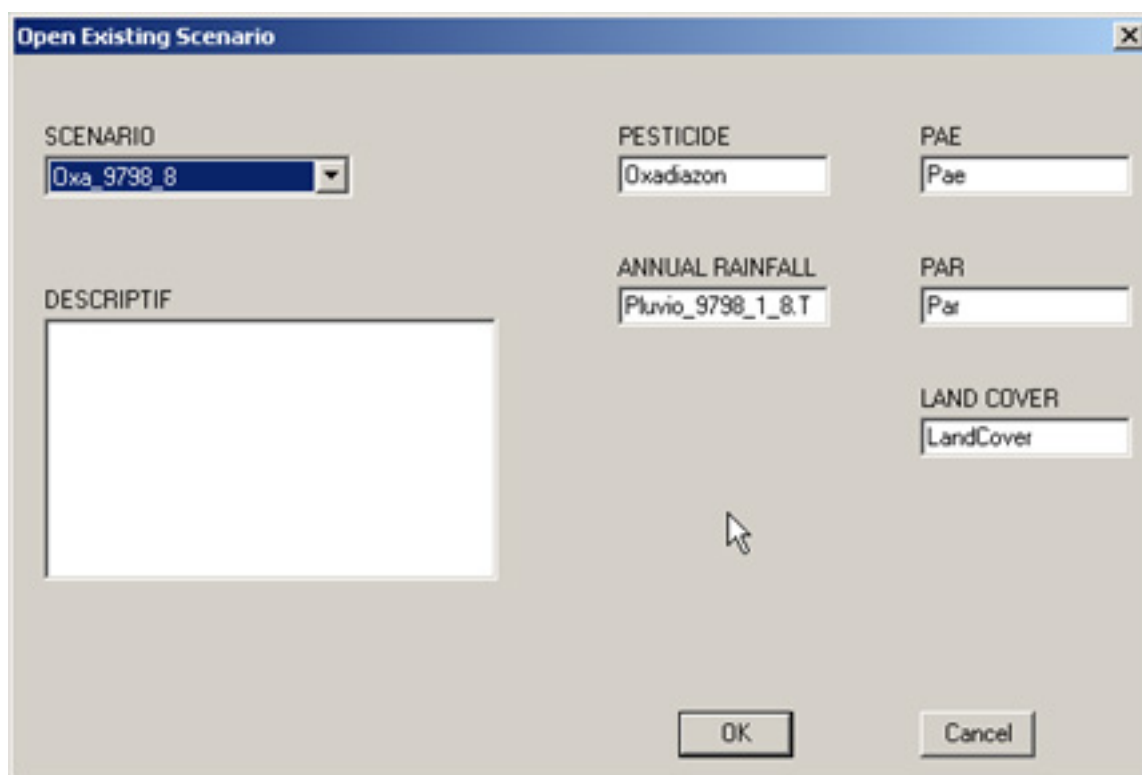


FIG. J.2 – Cette fenêtre permet à l'utilisateur de choisir le scénario préalablement enregistré qu'il souhaite visualiser.

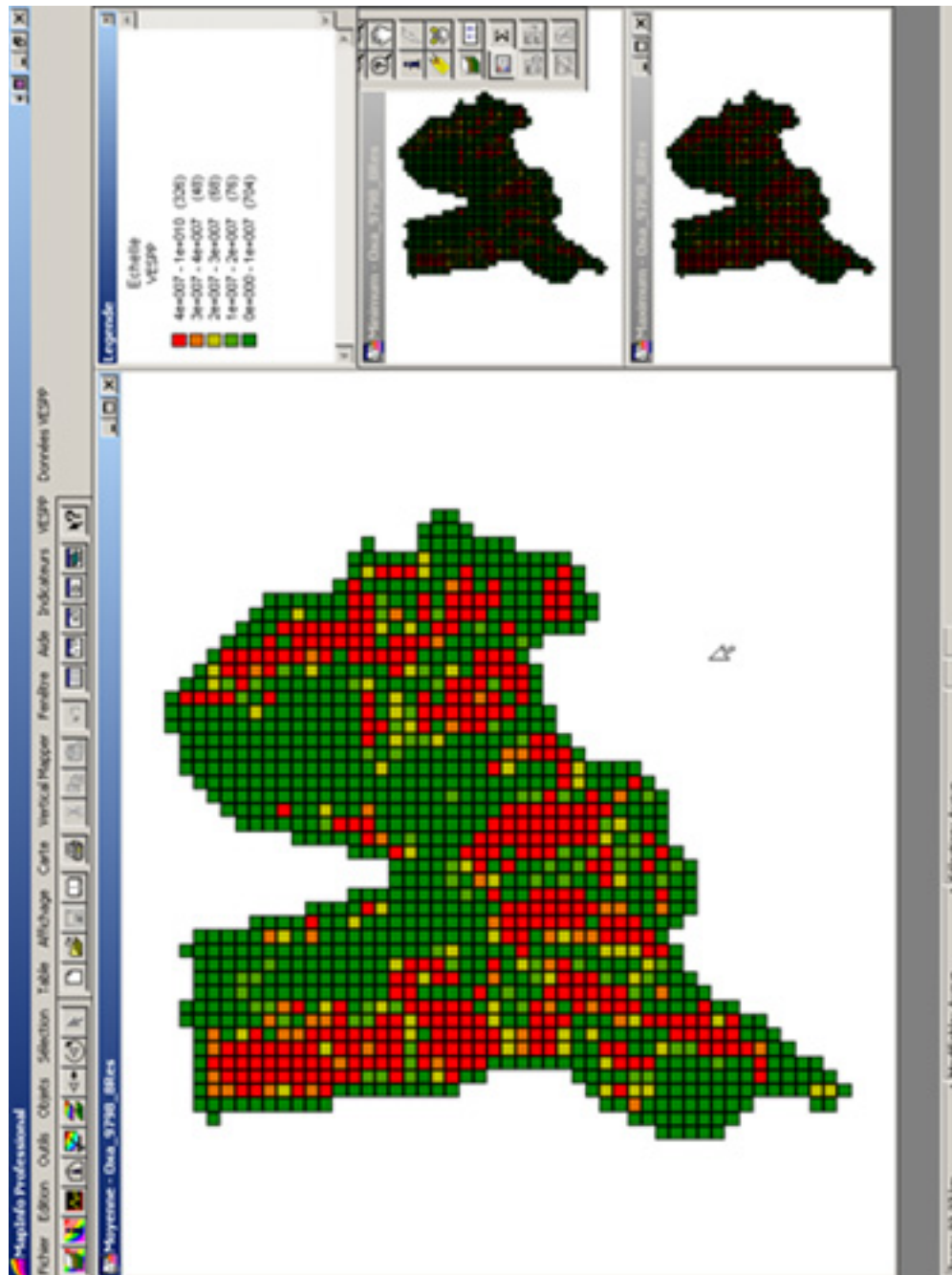


FIG. J.3 – Le logiciel affiche ici un scénario préalablement enregistré qu'un utilisateur souhaite visualiser. La fenêtre principale affiche le mode de VESPP et les deux encarts du coin inférieur, droit les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle d'imprécision. La légende est affichée dans le coin supérieur gauche.

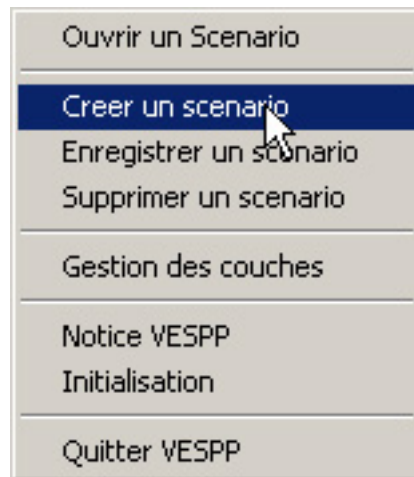


FIG. J.4 – Le menu VESPP permet ouvrir l’interface de création d’un nouveau scénario.

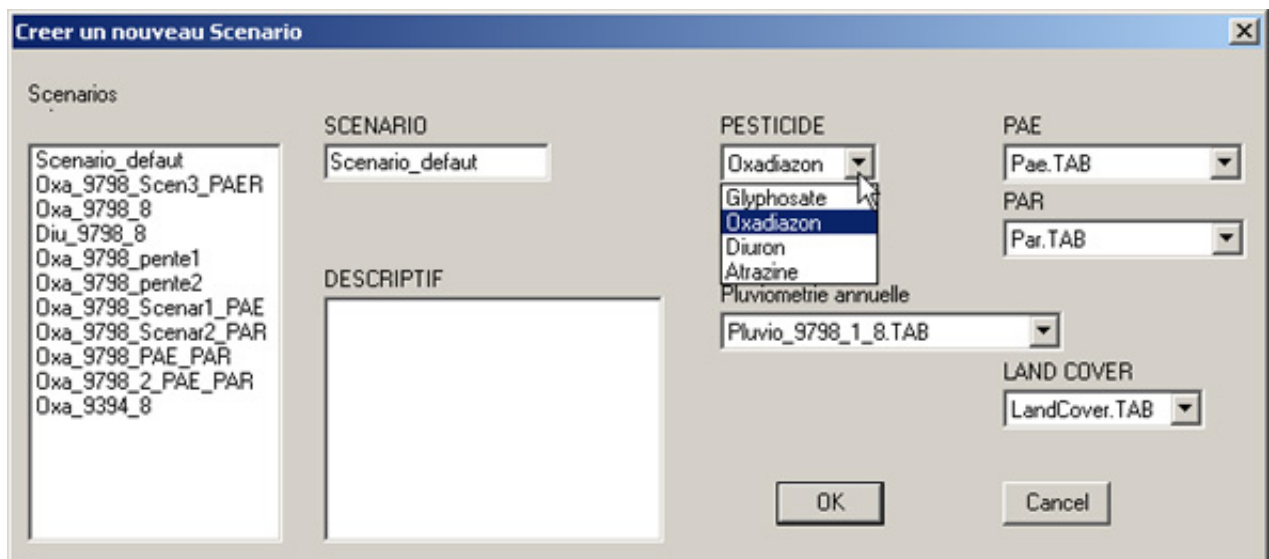


FIG. J.5 – La fenêtre de création d’un nouveau scénario est d’un usage simplifié : l’utilisateur choisit le produit, les conditions météorologiques et les cartes associées au scénario qu’il veut créer. Lorsque le scénario est ainsi paramétré, le calcul de VESPP et des imprécisions de l’indicateur sont effectué et les cartes correspondantes s’affichent.

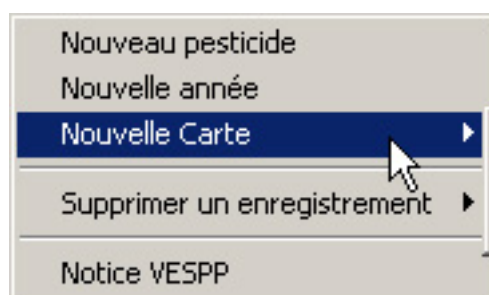


FIG. J.6 – Le menu « Données VESPP » permet d'ajouter de nouveaux composants (produit xénobiotique, conditions météorologiques ou cartes : PAE, PAR, etc.) utilisables ensuite pour évaluer de nouveaux scénarios.

A screenshot of a dialog box titled 'Ajouter un nouveau produit'. The dialog box has a blue title bar with a close button (X) in the top right corner. The main area is light gray and contains several input fields and buttons. The 'Nom du Pesticide' field contains the text 'Endosulfan'. The 'Indice d'application' field is a dropdown menu showing 'Compose insoluble (emulsion)'. Below these are three input fields for 'Tdv Min (jour)', 'Tdv Moy (jour)', and 'Tdv Max (jour)', with values '10', '50', and '120' respectively. Below these are three input fields for 'Koc Min (l/kg)', 'Koc Moy (l/kg)', and 'Koc Max (l/kg)', with values '1', '5000', and an empty field. At the bottom right are 'OK' and 'Cancel' buttons.

Nom du Pesticide	Indice d'application	Tdv Min (jour)	Tdv Moy (jour)	Tdv Max (jour)	Koc Min (l/kg)	Koc Moy (l/kg)	Koc Max (l/kg)
Endosulfan	Compose insoluble (emulsion)	10	50	120	1	5000	

FIG. J.7 – Par exemple, cette fenêtre permet de saisir les paramètres d'un nouveau produit.

THÈSE DE DOCTORAT DE L'UJF

Titre de l'ouvrage :

**ÉTUDE DE LA VULNÉRABILITÉ DES EAUX AUX PRODUITS
PHYTOSANITAIRES : INDICATEUR ENVIRONNEMENTAL ET MODÈLE
MÉCANISTE, EN VUE D'UNE MEILLEURE GESTION DU BASSIN VERSANT
DE LA LEYSSE (SAVOIE)**

Nom de l'auteur :

Bertrand de BRUYN

Établissement :

**Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement
(LTHE, UMR 5564, CNRS-INPG-IRD-UJF)**

Résumé :

Le bassin versant de la Leysse (300 km²) - Savoie - a fait l'objet d'une modélisation mécaniste distribuée, fondée sur le logiciel MIKE SHE qui a permis de reproduire l'hydrologie du bassin par simulation des karsts, des nappes et des terrains à fort ruissellement.

Un modèle de transport de substance chimique, fils du modèle hydrologique, a permis de simuler des scénarii de pollutions plausibles : ponctuelles causées par des déversements accidentels ou diffuses par les produits phytosanitaires. Il montre le rôle prépondérant des eaux de surface pour le transfert des pollutions.

Un indicateur environnemental de vulnérabilité des eaux de surface aux produits phytosanitaires, VESPP, de formulation simple et aux paramètres aisés à recueillir, a été évalué spatialement sur le bassin.

Ses résultats sont en bon accord avec ceux du modèle. Ainsi validé, l'indicateur et sa méthode d'analyse des imprécisions, fondée sur la logique floue, peuvent être utilisés par des gestionnaires. Sa mise en place opérationnelle dans un logiciel d'aide à la décision a été réalisée par l'ajout de fonctionnalités au S.I.G. MapInfo.

Mots clefs :

Modèle hydrologique MIKE SHE ; Indicateur environnemental VESPP ; Qualité des eaux ; Vulnérabilité ; Imprécision ; Outil d'aide à la décision, Leysse.